

Växters upptag av spårämnen från rödfyr

- ett odlingsförsök vid tre rödfyrshögar i Västra Götalands län

Emma Lennmo



Examensarbete
Handledare: Stig Ledin

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för hydroteknik

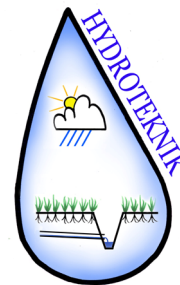
Rapport 3
Report

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Hydrotechnics

Uppsala 2006
ISSN 1653-6797

Denna serie rapporter (ISSN **1653-6797**) utges av Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för markvetenskap vid Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala med början 2006. Serien publiceras endast elektroniskt och ersätter den tidigare tidskriftsserien Avdelningsmeddelanden (ISSN 0282-6569) utgiven mellan åren 1981-2004.

This series of Reports (ISSN **1653-6797**) is published by the Division of Hydrotechnics, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, starting in 2006. The reports are only published electronically and are replacing the former series of Communications (ISSN 0282-6569).



Växters upptag av spårämnen från rödfyr

- ett odlingsförsök vid tre rödfyrshögar i Västra Götalands län

Emma Lennmo

Examensarbete
Handledare: Stig Ledin

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för hydroteknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Hydrotechnics

Rapport 3
Report

Uppsala 2006

ISSN 1653-6797

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	5
ABSTRACT.....	6
1. INLEDNING	7
2. BAKGRUND	7
2.1. Vad är rödfyr?.....	7
2.2. Historik	8
2.3. Kemiska processer i rödfyr	8
2.3.1. Oxidation.....	8
2.3.2. Buffringsprocesser	9
2.3.3. Fastläggning.....	9
3. LITTERATURÖVERSIKT	10
3.1. Spårämnen.....	10
3.1.1. Vad är ett spårämne?.....	10
3.1.2. Källor	10
3.1.3. Spårämnen i marken	10
3.2. Växters upptag av spårämnen	11
3.3. Spårämnen i rödfyr.....	12
3.3.1. Arsenik.....	12
3.3.2. Vanadin	13
3.3.3. Molybden	13
3.3.4. Kadmium.....	14
3.3.5. Nickel.....	14
3.3.6. Bly	15
3.3.7. Uran.....	15
3.3.8. Krom	16
3.3.9. Koppar.....	16
3.3.10. Zink	17
3.3.11. Strontium.....	17
3.3.12. Barium.....	17
3.3.13. Kobolt	17
3.3.14. Kvicksilver.....	18
4. MATERIAL OCH METODER.....	19
4.1. Beskrivning av försöksområdet	19
4.1.1. Geografiskt läge och vegetation.....	19
4.1.2. Klimat	21
4.1.3. Geologi.....	22
4.2. Odlingsförsökets utförande	22
4.2.1. Förberedning av odlingsytor, insamling av jordprover samt sådd, juni 2005	22
4.2.2. Skörd, tvättning, torkning och vägning av växterna, augusti 2005	23
4.3. Kemisk jordanalys	23
4.3.1. Spårämnen.....	23
4.3.2. pH-mätning	23
4.4. Växtanalys	23
4.5. Statistisk analys.....	24

4.6. Fysikalisk jordanalys	24
4.6.1. Kornstorleksfördelning	24
4.6.2. Organiskt material	24
5. RESULTAT OCH DISKUSSION	25
5.1. Tillväxt	25
5.1.1. Jämförelse mellan behandlingar	27
5.1.2. Jämförelse mellan platser	28
5.2. Spårämnen	28
5.2.1. Spårämnen i marken	28
5.2.2. Spårämnen i grönsakerna	31
5.2.3. Mängder av spårämnen i grönsakerna	44
5.3. pH	45
5.4. Fysikalisk jordanalys	46
5.4.1. Kornstorleksfördelning	46
5.4.2. Organiskt material	48
5.5. Faktorer som har påverkat resultaten från undersökningen	49
5.6. Analysresultat från Uddagårdens kontrollruta	50
5.7. Analysmetod för jordprover	50
5.8. Organiskt material och vegetation som metod för rening av rödfyr	50
6. SLUTSATSER	51
7. FRAMTIDA STUDIER	51
8. TACKORD	52
9. REFERENSLISTA	53
APPENDIX 1: Tillväxt	56
APPENDIX 2: Statistisk analys	57
APPENDIX 3: Spårämnen i marken	63
APPENDIX 4: Halter av spårämnen i grönsakerna	64
APPENDIX 5: Kornstorleksfördelning	65

REFERAT

Rödfyr är den restprodukt som bildades när alunskeer användes som bränsle för att förbränna kalksten till bränd (osläckt) kalk. Materialet innehåller bland annat arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel, bly och uran. Syftet med arbetet är att undersöka upptaget av spårämnen i grönsaker odlade på rödfyr för att ta reda på ifall detta är en exponeringsväg för ämnena ifråga.

Ett odlingsförsök i fält genomfördes med lök, morot och sallad på tre rödfyrshögar i Falköpings kommun. Behandlingarna var rödfyr med inblandning av torv, ren rödfyr samt kontroll. Kontrollen utgjordes av naturlig mark men inblandning av torv i anslutning till rödfyrsupplagen. Efter skörd torkades och vägdes grönsakerna för att bestämma tillväxten. Jordprover analyserades för innehåll av den växttillgängliga fraktionen av arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel och bly. Växtprover analyserades för totalinnehåll av ovan nämnda spårämnen. Kornstorleksfördelningen och innehållet av organiskt material samt pH för jordproverna bestämdes.

Grönsakernas tillväxt var som väntat högre vid behandlingen med torvinblandning jämfört med ren rödfyr. Behandlingen med ren rödfyr ger de högsta halterna av spårämnen i grönsakerna i jämförelse med behandlingen med torvinblandning. Det finns en positiv korrelation mellan halten NH_4NO_3 -extraherbart arsenik, vanadin, molybden och kadmium i marken och halten i grönsakerna. Korrelationen mellan halten NH_4NO_3 -extraherbart nickel och bly och halten i grönsakerna är däremot svagt negativ. Sallad är den grönsak som överlag innehöll högst halter spårämnen jämfört med lök och morot.

Inga slutsatser om pH-värdets påverkan på halter av spårämnen i marken eller upptaget i grönsakerna kan dras. Inte heller har kornstorleksfördelningen eller det organiska materialet haft någon synbar effekt på halten av spårämnen i marken eller i grönsakerna.

Mängden molybden i morot på 1 m² odlingsyta på försöksplatsen Rørsberga överstiger gränsvärdet för mänskligt dagligt intag. Detta är det enda överstigande värdet hos morot och hos lök var det ingen mängd som översteg gränsvärdena. För sallad på 1 m² odlingsyta på Rørsberga överstigs gränsvärdet för mängden arsenik, vanadin, molybden och kadmium. På Tomten överstiger mängden vanadin gränsvärdet och på kontrollen på Uddagården överstiger vanadin och kadmium det rekommenderade gränsvärdet. Dessa mängder innebär inte någon akut hälsofara för människor eftersom det krävs att man äter rätt så stora mängder grönsaker för att gränsvärdena ska uppnås.

ABSTRACT

Burnt alun shale and lime is the residual product that was formed when alun shale was used as fuel to convert limestone to quick lime. The material contains arsenic, vanadium, molybdenum, cadmium, nickel, lead, and uranium among other elements. The aim of this paper is to examine the uptake of trace elements in vegetables grown on burnt alun shale and lime to determine whether or not the surrounding environment and humans are exposed to these elements by eating plant products.

A cultivation trial was carried out where onion, carrot, and lettuce were grown on three mounds of burnt alun shale and lime in the Falköping area in Sweden. The treatments were burnt alun shale and lime mixed with peat, only burnt alun shale and lime, and a reference soil. The reference plots were natural soil mixed with peat adjacent to the mounds. After harvest the vegetables were dried and weighed in order to determine the growth. Growth medium samples were analyzed for the plant available fraction of arsenic, vanadium, molybdenum, cadmium, nickel, and lead. Plant samples were analyzed for the total content of the above-mentioned trace elements. Particle size distribution, organic matter content and pH was also determined for the growth medium samples.

The growth of the vegetables was, as expected, higher with the treatment with burnt alun shale and lime mixed with peat compared to the treatment with only burnt alun shale and lime. The treatment with only burnt alun shale and lime gives higher concentrations of trace elements in the vegetables, than the treatment with burnt alun shale and lime mixed with peat. There is a positive correlation between the concentration of NH_4NO_3 -extractable arsenic, vanadium, molybdenum, and cadmium in the growth medium and the concentration in the vegetables. The correlation between the concentration of NH_4NO_3 -extractable nickel and lead in the growth medium and the concentration in the vegetables is on the other hand slightly negative. Lettuce is the vegetable that generally contained the highest concentrations of trace elements compared to onion and carrot.

No conclusions could be drawn on whether the pH had any effect on the contents of trace elements in the growth medium or the uptake in the vegetables. Nor has the particle size distribution or the organic matter content had any visible effect on the content of trace elements in the growth medium or in the vegetables.

The quantity of molybdenum in carrot on one square meter cultivation area at the trial site Rösberga exceeds the limit value for human daily intake. This is the only exceeded value for carrot and for onion no value on quantity exceeded the limit values. For lettuce on one square meter cultivation area at Rösberga, the limit value is exceeded for the quantity of arsenic, vanadium, molybdenum, and cadmium. At the trial site Tomten the quantity of vanadium exceeds the limit value and on the reference plot at Uddagården the quantity of vanadium and cadmium exceeds the recommended limit value. These quantities do not imply any acute health risk for humans since quite large amounts of vegetables are needed in order to reach the limit values.

1. INLEDNING

I Västergötland har kalkindustrin haft stor betydelse sedan lång tid tillbaka. Vid mitten av 1800-talet började alunskiffer användas som bränsle vid förbränningen av kalksten. Den restprodukt som bildades kom att kallas rödfyr, en skifferaska, som deponerades i anslutning till brotten och fältugnarna. Det finns ett stort antal rödfyrshögar i Västergötland, varav Rørsberga, Tomtens kalkbruk och Uddagården i Falköpings kommun hör till de största.

Studier har gjorts på rödfyrshögarna för att undersöka ifall de är förknippade med miljö- och hälsorisker. En studie gjord av Envipro, 2003, visar att rödfyren innehåller spårämnen som är skadliga för miljön och människor. Vissa av dessa ämnen förekommer i mycket höga halter. Rödfyren innehåller även sulfider som kommer från den brända alunskiffern och kan därför liknas vid avfall från sulfidmalm. Sulfidmalmer innehåller metaller som exempelvis zink, koppar och bly i form av sulfider. Då sulfidmineralen kommer i kontakt med syre oxiderar de och tungmetaller och svavelsyra frigörs.

Syftet med detta examensarbete är att undersöka upptaget av spårämnen i grönsaker odlade på rödfyr för att ta reda på ifall detta är en exponeringsväg för ämnena ifråga. Arbetet är baserat på ett odlingsförsök med lök, morot och sallad på de tre rödfyrshögarna Rørsberga, Tomtens kalkbruk och Uddagården, samt på laboratorie-analyser.

2. BAKGRUND

2.1. Vad är rödfyr?

Rödfyr är, som angavs i inledningen, den restprodukt som bildades när man använde alunskiffer som bränsle för att förbränna kalksten till bränd (osläckt) kalk (Envipro, 2003). Alunskiffern lämpade sig bra på grund av dess höga halt av organiskt material vilket ger den ett högt energiinnehåll. Alunskifferar tillhör en grupp mörka lerskifferar som bildats i grunda och stabila, låglänta havsregioner (Wik *et al.*, 2002). Förutom olja och gas innehåller skiffern även element såsom uran, arsenik, koppar och zink, samt grundämnen som kalium, väte, svavel och fosfor (Wik *et al.*, 2002; Engström, 2003). Då rödfyr är en restprodukt som bildas vid förbränning av alunskiffer kan den antas innehålla höga halter av ovan nämnda element. Rödfyren består till största delen av aska från alunskiffern, det vill säga skiffer där kolet brunnit upp. Rödfyrens huvudbeståndsdelar är aluminium, kalcium, järn, kisel och kalium, det vill säga olika silikater som fältspater och glimmermineral. Dessa element och mineral står för omkring 60 till 70 % av det totala innehållet. Sammansättningen varierar dock till kornstorlek och innehåll, på grund av rester av obränd skiffer och bränd kalk. Det naturligt höga innehållet av järn ger rödfyren dess röda färg (Envipro, 2003).

2.2. Historik

Under 1000-talet var behovet av kalk stort i Västergötland på grund av de många kyrkor som byggdes i området. Kalken behövdes för att framställa murbruk. För framställning av murbruket brändes kalksten som därmed övergick till bränd kalk (CaO). Fram till mitten av 1800-talet användes ved till förbränningsprocessen, men när ved blev en bristvara övergick man till att använda alunskiffer som bränsle. Kalkugnarna byggdes i närheten av brotten för att slippa långa transporter. Efter att den brända kalken tagits om hand deponerades restprodukten, rödfyren, i stora högar i närheten av kalkugnarna (Envipro, 2003).

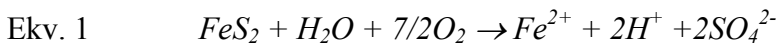
Denna typ av kalkframställning pågick fram till mitten av 1900-talet då en rad tekniska förändringar skedde. De flesta kalkbruk lades ner och övergavs för modernare fabriker. På många platser i Västergötland finns rester av kalkugnar kvar, liksom det stora antalet rödfyrshögar (Envipro, 2003).

2.3. Kemiska processer i rödfyr

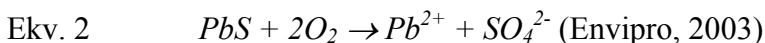
2.3.1. Oxidation

Oxidation innebär rent kemiskt en ökning av oxidationstalet på ett element eller förening genom att elektroner avgår. För att en oxidation ska ske krävs en oxidant och i naturliga miljöer är syre en av de vanligaste oxidanterna. En oxidation innebär ofta att elementet eller föreningens egenskaper förändras (Envipro, 2003).

Alunskiffer innehåller en stor mängd sulfider som har bildats på grund av låg redoxpotential, alltså reducerande förhållanden. I alunskiffer och rödfyr förekommer metaller i förening med sulfid (S^{2-}), det vill säga sulfidmineraler. Det klart vanligaste sulfidmineralet är pyrit (FeS_2). Sulfid är endast stabilt i reducerande miljöer, alltså syrefria miljöer. När luftens syre kommer i kontakt med det reducerade svavlet i sulfidmineralen oxideras svavlet upp till sulfat (SO_4^{2-}). Ekvation 1 visar hur sulfidmineralet pyrit oxideras och hur vätejoner och sulfat bildas.

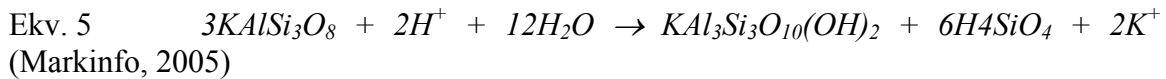
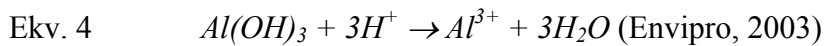
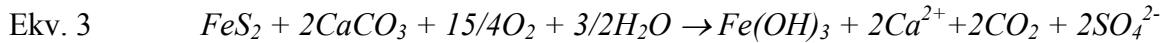


Vid oxidering av andra vanliga sulfidmineral som blyglans (PbS), zinkblände (ZnS) och kopparkis ($CuFeS_2$) bildas inte syra (H^+). Däremot frigörs tungmetaller. Ekvation 2 visar oxideringen av blyglans.



2.3.2. Buffringsprocesser

Oftast är syraproduktionen snabb och kraftig i material innehållande sulfider. Därför är karbonatmineral mycket viktiga för upprätthållandet av pH. Enligt Envipro (2003) är rödfyrens innehåll av karbonat (CaCO_3) och oxidhydroxider (CaO , Ca(OH)_2) mycket stort. Buffring av syra sker i olika steg. Först sker buffringen av karbonater, därefter börjar olika oxidhydroxider att buffra. Sist buffrar silikater, det vill säga bergartsbildande mineral såsom kvarts, fältspat och olika lermineral. Dessa steg kan exemplifieras med följande ekvationer.



Ekvation 3 visar hur pyrit vittrar och hur buffringen sker via upplösning av kalciumkarbonat. I ekvation 4 löses lermineralet gibbsit upp (Envipro, 2003) och ekvation 5 visar hur mineralet ortoklas (fältspat) buffrar med bildandet av lermineralet illit, kiseltsyra och kaliumjoner som resultat (Markinfo, 2005).

2.3.3. Fastläggning

De huvudsakliga fastläggningsmekanismerna är:

- adsorption, det vill säga att element fastnar på ytor
- absorption eller samutfällning, det vill säga element som inkorporeras i nybildade mineral
- bildning av sekundära mineral, till exempel kalciumhydroxid (släckt kalk) eller kalciumsulfat (gips)

Dessa mekanismer har en stor inverkan på de lösta ämnenas transport inne i rödfyrsupplagen (Envipro, 2003). Adsorption av både katjoner och anjoner är beroende av pH. Oftast gynnas adsorptionen av katjoner av ett högt pH medan adsorption av anjoner gynnas av lågt pH. Generellt sett fastläggs inte tungmetaller under pH 3-5 utan kvarstår i lösning (Kinniburgh & Jackson, 1981). De flesta katjoner och anjoner har dock en god adsorptionsförmåga vid neutrala pH. Adsorption och absorption påverkas även av mineralens ytegenskaper. Lermineral och järnhydroxider har stor specifik yta där joner kan "fastna". Därför har lermineral och järnhydroxider stor potential för att förhindra eller fördröja att joner sprids vidare (Kooner, 1993).

3. LITTERATURÖVERSIKT

3.1. Spårämnen

3.1.1. Vad är ett spårämne?

Begreppet spårämne används ganska fritt i litteraturen och har olika betydelse beroende på vilken vetenskap det rör sig om. Ofta betecknar det en grupp ämnen som förekommer i naturliga system i mycket små koncentrationer. Ibland definieras det som de ämnen som används av organismer i små mängder men som anses vara essentiella i deras näringsintag. Inom markvetenskapen betraktas ofta spårämnen som de ämnena utöver de åtta rikligt förekommande i biosfären (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K och Mg). Generellt gäller att ett ämne betraktas som spårämne då det förekommer i nivåer under 0,1 % i litosfären. Andra begrepp som ibland används synonymt med "spårämnen" är bland andra "spårmetaller", "tungmetaller", "mikronäringsämnen" och "mikroämnen". Användandet av begreppet "mikronäringsämnen" är oftast begränsat till de ämnen som fordras av högre växter (Zn, Mn, Cu, Fe, Mo och B). Med begreppet "tungmetaller" menas oftast ämnen vars densitet är högre än 5,0 g/cm³ (Adriano, 1986).

3.1.2. Källor

Det finns ett antal olika källor för spårämnen i miljön, både naturliga och antropogena. Några är: markens modernmaterial (berg), industriella gödselmedel, avloppsslam, pesticider, bevattningsvatten, restprodukter från kolförbränning samt bilavgaser. Förutom markens modernmaterial är alla andra källor antropogena (Adriano, 1986).

3.1.3. Spårämnen i marken

Marken är den viktigaste uppsamlingsplatsen för spårämnen i miljön. Ett ämne som introduceras i marken kan hamna i ett eller flera av följande former: (1) löst i marklösningen, (2) på utbytbara platser på organiskt eller inorganiskt material, (3) fixerat i markmineraler, (4) utfällt med andra föreningar i marken och (5) inkorporerat i biologiska material. De två första formerna är de mobila formerna och dessa är växttillgängliga. De övriga tre är immobiliserade former som ibland blir mobila och växttillgängliga med tiden. För att kunna förstå och förutsäga vad som händer med ett spårämne i marken behöver man ta hänsyn till faktorer såsom pH, katjonbyteskapacitet (CEC), organiskt material, mängd och typ av lera, Fe-, Mn- och Al-oxider samt redoxpotential (Adriano, 1986).

Spårämnens rörlighet i marken är starkt beroende av pH. I sura jordar (pH 4,2 till 6,6) är Cd, Hg, Ni och Zn relativt rörliga; As och Cr någorlunda rörliga; och Cu och Pb svagt rörliga. I neutrala till alkaliska jordar (pH 6,7 till 7,8) är As och Cr relativt rörliga; Cd, Hg och Zn någorlunda rörliga; och Cu, Pb och Ni är svagt rörliga (Fuller, 1977).

Katjonbyteskapaciteten (CEC) i marken är starkt beroende av mängd och typ av lera, organiskt material och Fe-, Mn- och Al-oxider. Dessa komponenter har olika

katjonbytesegenskaper. Generellt gäller att ju högre markens CEC är, desto större mängd metall kan marken ta emot utan risker. CEC kan betraktas som en generell, men inte perfekt, indikator av markens komponenter som begränsar metallers löslighet (Adriano, 1986).

Lösliga och olösliga komplex mellan metaller och organiskt material kan bildas. Dessa komplex resulterar från bindningen av metallerna till karboxyl- och fenolgrupper hos det organiska materialet. Både ursprungligt organiskt material i marken och sådant som har tillsatts med stallgödsel, avloppsslam, kompost, torv och skörderester binder spårämnen i marken. Organiskt material har både katjonbytes-egenskapen och kelat-förmågan (Adriano, 1986).

Markens CEC påverkas av mängden lera och även vilken typ av lera som är närvarande. Generellt gäller att ju högre lerhalt desto högre CEC. Lermineraler av typen 2:1, exempelvis montmorillonit, har högre CEC än 1:1 mineraler, såsom kaolinit (Adriano, 1986). Markens förmåga att ackumulera ämnen i katjonform visar mest samband med partikelyta (mängd lera), medan ämnen i anjonform visar mest samband med Fe-oxider i marken (Korte *et al*, 1976).

Markens vattenhalt påverkar spårämnenas förekomst och form genom biologiska eller kemiska oxidation-reduktion reaktioner (Gambrell & Patrick, 1978). Vid reducerande förhållanden kan sulfider med Cd, Zn, Ni, Co, Cu och Pb bildas. Dessa sulfider är relativt olösliga och deras rörlighet och växttillgänglighet är betydligt mindre än vad den skulle ha varit vid oxiderande förhållanden (Adriano, 1986).

3.2. Växters upptag av spårämnen

Överskott av spårämnen i marken kan leda till förgiftning hos växterna, även om ämnet ifråga är ett essentiellt mikronäringsämne. Förutom de olika markfaktorerna som påverkar växttillgängligheten av spårämnen kan även egenskaper hos växten såsom art, sort, växtdel, ålder och skötsel påverka dess förmåga att ackumulera spårämnen (Adriano, 1986).

Den kemiska sammansättningen i växter reflekterar oftast ämnessammansättningen i växtsubstratet, såsom en näringslösning eller jorden. Hur pass väl detta samband existerar är dock mycket varierande och beror på en mängd faktorer. Oftast tar växter lätt upp de spårämnen som är lösta i marklösningen, antingen i jonform eller i kelat- eller komplexform. Upptaget är starkt beroende av koncentrationen i marklösningen, särskilt vid låga koncentrationer, och hastigheten är beroende av närvaron av H^+ och andra joner. Intensiteten av upptaget varierar med växtart och vilket steg i utvecklingen växten befinner sig i. Upptagsprocessen är känslig för egenskaper i markmiljön som temperatur och redoxpotential. Upptaget kan vara selektivt för vissa joner och ackumuleringen av en del joner sker mot en koncentrationsgradient. Även mykorrhiza spelar en viktig roll i samspelet mellan växtsubstratet och rötterna (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Det huvudsakliga sättet för spårelement att tas upp av växter är via rötternas absorption. Absorptionen kan vara både passiv (icke metabolisk) och aktiv (metabolisk). Det passiva upptaget innebär att joner diffunderar från marklösningen in till rotens endodermis. Aktivt upptag kräver metabolisk energi och sker mot en kemisk gradient. Joner och andra ämnen som frigörs från rötterna kontrollerar deras upptag. Förmågan hos olika växter att absorbera spårämnen varierar, men det finns dock vissa trender. Cd tas mycket lätt upp av växter; Zn, Mo, Hg, Cu, Pb, Sr, As och Co tas upp relativt lätt medan Ni, V, Cr och Ba inte tas upp i någon högre utsträckning (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Transporten av joner inuti växtvävnaden involverar många processer. Dessa är: transport i xylem, transport i phloem samt lagring, ackumulering och immobilisering. Viktigast när det gäller translokering av katjoner i växten är kelatligander. Men även pH, oxidation-reduktionstatus, konkurrerande katjoner och bildandet av olösliga salter (ex. fosfat) styr metallers rörlighet i växten. Ett relativt vanligt fenomen är att spårämnen ackumuleras och immobiliseras i växternas rötter, särskilt när tillgången på ämnet är tillräckligt stort (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

3.3. Spårämnen i rödfyr

3.3.1. Arsenik

Arsenikmineral är lösliga, men trots detta är transporten av arsenik i marken begränsad på grund av att ämnet binds till ler, hydroxider och organiskt material. Anjonkomplexen med syre och väte (t.ex. AsO_2^- , AsO_4^{3-} och HAsO_4^{2-}) utgör de mest lösliga formerna av arsenik. Halter av arsenik i matjorden ligger vanligtvis mellan 0,2 och 16 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Markens egenskaper samt i vilken form som arsenik förekommer är avgörande för växters känslighet. Arsenik med oxidationstal +III anses vara den mest toxiska formen av arsenik medan arsenik med oxidationstal +V endast är måttligt toxiskt (Bowen, 1979). Arsenik är i allmänhet mest växttillgängligt i grovkorniga jordar, med få aggregat och låg katjonbyteskapacitet. Lösligheten ökar med lågt pH. För de flesta växter sker en skördeminskning vid en total koncentration av arsenik i marken på 25-85 mg kg⁻¹. I allmänhet tolererar mikroorganismer relativt höga halter arsenik, men detta varierar beroende på art (Eisler, 1994).

Risken för människor att utsättas för exponering av arsenik är störst vid intag av föda och dryck eller genom andning. Exponering sker även vid boende i områden med höga arsenikhalter i berggrunden. Oorganisk arsenik är cancerogen för människor och vid långtidsexponering kan cancer uppkomma, till exempel i lungorna, njurarna och på huden WHO (2003). Tolerabelt intag för arsenik är 0,015 mg kg⁻¹ kroppsvikt per vecka vilket är cirka 0,15 mg per dag för en vuxen människa (IPCS Inchem, 2005).

3.3.2. Vanadin

Vanadin kan bilda både positivt och negativt laddade komplex av oxider och hydroxider. Vid vittring av mineral med innehåll av vanadin, sker en oxidation av vanadin till vanadat (VO_4^{2-}), en förening som är löslig över ett brett pH-intervall. Då metallen fälls ut av till exempel organiskt material eller oxideras i närvaro av kalium och kalcium förekommer dock vanadin i svårlösligare former (Peterson & Girling, 1981). Medelvärdena för vanadinhalter i matjorden varierar mellan 5 mg kg^{-1} (i organiska jordar) och 200 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Vanadin anses vara essentiellt för mikroorganismer men inte för växter (Pratt, 1966; Adriano, 1986). I allmänhet innehåller växter mycket låga vanadinhalter, vilket kan bero på att vanadin fälls ut som karbonater i växternas rötter vilket begränsar vidare transport inne i växten. Vanadinförgiftning i fält har sällan förekommit och de flesta växter tycks således tåla relativt höga halter av vanadin i marken (Peterson & Girling, 1981; Kaplan *et al.*, 1990). Försök har dock visat att förhöjda halter av vanadin i näringslösningen kan ge toxiska symptom hos växter (Adriano, 1986).

Exponering för vanadinoxid kan ge luftvägsirritation hos människor. Yrkesmässig exponering kan även ge lungblödning och pneumonit (Envipro, 2003). Det dagliga intaget av vanadin bör ej överstiga 70 μg (IPCS Inchem, 2005).

3.3.3. Molybden

Lösligheten hos molybden styrs av pH och syretillgång. Molybden är mer lösligt i alkalina jordar än i sura jordar. Anjonen MoO_4^{2-} dominerar vid neutralt och högt pH, medan HMoO_4^- förekommer i surare miljöer. En stor del av molybden i marken fixeras av organiskt material, CaCO_3 , samt av Fe-, Al- och Mn-hydroxider i svårlösliga föreningar (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Normala molybdenhalter i marken är relativt låga och ligger mellan 0,5 och 5 mg kg^{-1} (Adriano, 1986).

Molybden är ett essentiellt mikronäringsämne eftersom metallen är en nödvändig komponent i flera enzym (exempelvis nitratreduktas och nitrogenas). Molybden är mest växttillgängligt i formerna MoO_4^{2-} och MoS_4^{2-} , som förekommer vid högt pH och under fuktiga förhållanden. I sura jordar är molybden knappt tillgängligt för växter överhuvudtaget, vilket sannolikt beror på att $\text{Mo}(+V)$, som bildas vid reduktion av MoO_4^{2-} , fixeras av humussyror. Molybden i sina lösliga former tas lätt upp av växter och inne i växten är molybden relativt rörlig. Om lösligheten är hög kan växter därför ta upp molybden i mycket höga halter. Halter på upp till 200-1000 mg kg^{-1} TS har uppmätts i växter odlade på förorenad mark. Förgiftningssymptom orsakade av molybden är dock ovanliga. Molybden är även ett essentiellt ämne för mikroorganismer (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Molybden förekommer naturligt i föda, såsom lever, grönsaker och ris. Vid höga koncentrationer kan molybden vara toxiskt, men få studier har gjorts för att undersöka

toxiciteten för människor (WHO, 2003). Ett säkert dagligt intag för människor över 10 år är 0,075-0,25 mg (WHO, 2005b).

3.3.4. Kadmium

Vid vittring av mineral frigörs kadmium som tvåvärd katjon, som i sin tur lätt adsorberas av bland annat organiskt material. Kadmium är relativt rörligt i marken, men bildar ofta både organiska och oorganiska komplex. Den totala medelhalten i matjord varierar mellan 0,06 och 1,1 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

De flesta växter tål relativt höga halter av kadmium vilket gör att metallen anrikas högre upp i näringskedjan. Kadmium tas främst upp som tvåvärda katjoner och är mycket rörlig inne i växten. Metallen ackumuleras i höga halter i växtvävnaden, främst i bladen. Växters upptag ökar med lågt pH (Johnsson, 1995). Kadmium är mer toxiskt för djur och människor än för växter (Gupta & Gupta, 1998). Höga kadmiumhalter har visat sig ha en negativ effekt på markorganismer (McGrath, 1994).

För människor sker det huvudsakliga intaget av kadmium via maten. Grödor som vuxit på förorenad mark eller bevattnats med förorenat vatten kan innehålla höga halter av kadmium, likaså kött från djur som betat på förorenad mark. Den främsta effekten av högt kadmiumintag är njurskador (WHO, 2004). Det högsta tolerabla dagliga intaget enligt WHO är cirka 60-70 µg (Livsmedelverket, 2005).

3.3.5. Nickel

Nickel frigörs lätt genom vittring, men fälls ofta ut med Fe- och Mn-oxider. Nickeljonerna (Ni²⁺) är stabila i marklösningen och kan transporteras långt. Lösligheten hos nickel ökar med minskande pH. I matjord förekommer nickel främst bundet till organiskt material, till viss del i lättlösliga former. Medelhalter för nickel i matjord varierar mellan 8 mg kg⁻¹ och 28 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Nickel är ett essentiellt mikronäringsämne för både djur och växter. Eftersom det endast behövs mycket små mängder är det inte troligt att det uppstår brist på nickel i normala jordbruksjordar (Proctor & Baker, 1994). Nickel anses vara en metall med hög toxicitet och det finns en risk för anrikning av nickel i näringskedjan. Nickel är mest växttillgängligt då det är bundet i lösliga organiska föreningar eller i Fe- och Mn-oxider och tas upp i form av Ni²⁺. Nickel tas lätt upp av växter, i synnerhet vid lågt pH (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Toxiska halter tycks variera mycket mellan olika växter (Gupta & Gupta, 1998). Vid höga halter kan nickel påverka den mikrobiella aktiviteten i marken negativt (McGrath, 1994).

Livsmedel är den huvudsakliga källan för människor att få i sig nickel. Symptom vid nickelförgiftning är illamående, kräkningar, huvudvärk och svaghet. Nickel i form av sulfider och oxider kan ge lung- och näscancer vid daglig exponering. I dessa fall är inandningen en viktig exponeringsväg. Gränsvärdet för nickel är cirka 0,84 mg per dag för vuxna människor (WHO, 2005b).

3.3.6. Bly

Bly anses vara den tungmetall som är minst rörlig i marken. Vid högt pH fastläggs bly som karbonater, hydroxider, sulfater, fosfater eller i organiska komplex (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Normala blyhalter i matjorden sträcker sig från < 1 mg till cirka 100 mg kg⁻¹ (Adriano, 1996).

Bly är en mycket toxisk metall för djur och människor. Trots att bly främst förekommer i svårslösliga former i marken, är upptaget av bly i växterna proportionellt mot blyhalterna i marken. Bly tas upp som Pb²⁺ och upptaget är högst i jord med lågt pH och låg halt organiskt material. Största delen av det bly som tagits upp ackumuleras i rötterna. Bly som tas upp via rötterna ger i allmänhet inga effekter på växten på grund av att blyjonerna inaktiveras då de lagras i rötterna (Koepe, 1981). Höga halter bly i marken har visat sig ha negativa effekter på den mikrobiella aktiviteten (McGrath, 1994; Witter, 1989).

Människor exponeras för bly via luft, vatten och mat. Toxiska effekter beror oftast på långtidsexponering. Bly är en metall helt utan biologisk fördel för människan. Höga halter kan skada ett flertal system i kroppen såsom nerv- och fortplantningssystem och njurar. Det kan även leda till högt blodtryck och blodbrist (WHO, 2005a). Det högsta tolerabla intaget enligt WHO är cirka 200-250 µg per dag för en vuxen människa (Livsmedelsverket, 2005).

3.3.7. Uran

Uran är allmänt utbrett i naturen och är ett silvervitt, glänsande och radioaktivt ämne. Ämnet finns i små mängder i berggrund, jord, vatten, luft, växter, djur och människor (Envipro, 2003). Katjonen UO₂²⁺ utgör den mest rörliga formen av uran i marken och den frigörs lätt från vittrande mineral. Jonen kan dock lätt adsorberas till organiskt material eller bilda starka komplex med syreligander. Vid oxiderande förhållanden bildar uran relativt starka komplex med exempelvis oxider, karbonater och fosfater (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Lösligheten av uran ökar starkt med ökande pH. Närvaro av karbonat medför bildning av lösliga negativt laddade karbonatkomplex, till exempel UO₂(CO)₃²⁻ vilket leder till starkt minskad adsorption av uran till markpartiklarna (Echevarria *et al.* 2001). Urans rörlighet i marken har visat sig vara lägre i lerjordar och större i sandjordar med låg halt av organiskt material (Mortved, 1994). Normala halter av uran i marken är cirka 0,4 till 20 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Växters upptag av uran är i allmänhet lågt, men varierar mellan olika grödor. Grönsaker innehåller ofta högre halter än frukter och sädskorn. Försök har visat att upptaget minskar vid tillsats av Ca²⁺, vilket tyder på en konkurrens vid upptaget i växten (Mortved, 1994 och Whicker *et al.*, 1999).

Risk för exponering av uran föreligger till exempel vid boende på platser med höga uranhalter i berggrunden, i samband med intag av grödor som vuxit på området eller via andning. Uran tas upp av kroppen via huden, lungorna eller tarmarna (WHO, 2001). Den

primära effekten av uran på människor är njurinflammation. Det finns även risk för ytterligare njurskador i samband med intag av uran (WHO, 2003).

3.3.8. Krom

I marken förekommer krom främst med oxidationstalet +III, men också med oxidationstalet +VI. Krom binds lätt till lermineral, järn- och manganoxider, samt organiskt material. Cr(+III) är nästan fullständigt utfälld vid pH högre än 5,5 vilket gör att dessa föreningar är mycket stabila i marken. Cr(+VI) är däremot instabil och mobiliseras lätt i både sur och alkalisk miljö. I oxiderad miljö bildas CrO_4^{2-} , som lätt fixeras av lermineral och hydroxider. Innehållet av krom i matjord antas öka på grund av olika föroreningskällor, såsom industriavfall och avloppsslam (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Medelhalter av krom i matjorden varierar kraftigt mellan 15 och 200 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Krom är essentiellt för djur och människor, men inte för växter. Cr(+VI) är mycket toxiskt för både växter och djur. De flesta jordar innehåller höga totalhalter av krom men dess tillgänglighet för växter är starkt begränsad då det förekommer i stabila och svårslösliga Cr(+III)-föreningar (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Växttillgängligt krom utgör endast 0,3-0,8 % av den totala kromhalten i marken. Kromförgiftning i fält är således ovanligt och har endast förekommit i jordar som på grund av kromrik berggrund innehållit mycket höga kromhalter (Adriano, 1986). Krom har visat sig ha en negativ effekt på mikroorganismer (Bartlett & James, 1988).

3.3.9. Koppar

Koppar förekommer ofta i svårslösliga former i marken och adsorberas i hög utsträckning av flera mineral, främst Fe- och Mn-oxider, men kan också påträffas som fria joner. Koppar är dock som mest stabilt då det är bundet till Fe- och Al-hydroxider, karbonater, fosfater och vissa lersilikat. Metallen förekommer i marklösningen hos alla jordtyper och den totala kopparhalten i marken ligger mellan 1 och 50 mg kg^{-1} i normala jordbruksmarker. Marklösningen innehåller cirka 0,003- 0,135 mg l^{-1} (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Koppar är ett essentiellt mikronäringsämne för växter och djur. Ämnet behövs dock bara i mycket små mängder och upptaget sker långsamt. Upptaget gynnas av lågt pH (Kabata-Pendias & Pendias, 1992) och vid pH över 5,5 är det mesta av Cu bundet i svårtillgängliga former (Witter, 1989). I marken är cirka 99 % av mängden växttillgängligt koppar bundet i organiska kelat (Johnsson, 1995). Koppar anses vara ett mycket toxiskt ämne (Kabata-Pendias & Pendias, 1992) och eftersom det lätt anrikas i marken kan kopparförgiftning förekomma hos vissa grödor. Kopparhalter i marken på cirka 150-400 mg kg^{-1} kan förorsaka förgiftningssymptom hos grödor (Adriano, 1986). Även markfaunan kan påverkas negativt av höga kopparhalter (McGrath, 1994).

3.3.10. Zink

Vid vittring av mineral frigörs zink som tvåvärd katjon, som i sin tur lätt adsorberas av bland annat organiskt material. Zink är relativt rörligt i marken, men bildar ofta både organiska och oorganiska komplex. Den totala medelhalten i matjorden varierar mellan 17 och 125 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Zink är ett essentiellt mikronäringsämne för växter och djur. Upptaget i växter ökar med lågt pH (Johnsson, 1995). Toxiska halter av zink är inte särskilt vanliga i växtriket, men kan förekomma på zinkförorenade jordar med halter på över 900 mg kg⁻¹, särskilt vid lågt pH (Gupta & Gupta, 1998). Höga halter av zink har en negativ effekt på markorganismer (McGrath, 1994).

3.3.11. Strontium

Strontium förekommer främst som Sr²⁺-joner och fixeras av lermineral, organiskt material och karbonater. Medelhalterna av strontium i matjorden är relativt höga och ligger ofta runt 100-300 mg kg⁻¹. Den radioaktiva isotopen ⁹⁰Sr är mycket rörlig i lätta jordar, men kan också fixeras av järnoxider och anrikas i de järnhaltiga horisonterna (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Strontium tas i allmänhet upp lätt av växter, men tillgängligheten begränsas av att makronäringsämnena Ca, Mg, K och Na förekommer i jorden i halter av helt annan storleksordning. Det finns inte många studier som rapporterar om toxiska halter av strontium. Toxiciteten uppkommer endast då det inte finns tillräckliga mängder av de essentiella ämnena Ca och Mg (Bowen, 1979).

3.3.12. Barium

Barium är relativt hårt bunden i marken på grund av att den lätt fälls ut till sulfater och karbonater, binds hårt till lermineral eller adsorberas av hydroxider och oxider. Det kan lätt gå i lösning under vissa markförhållanden, särskilt i sandjordar. (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Barium förekommer i rikliga mängder i marken och medelhalterna i matjorden ligger ofta runt 500 mg kg⁻¹ (Bowen, 1979; Peterson & Girling, 1981).

Barium tas lätt upp av växter, i synnerhet vid lågt pH. Metallen är toxisk för organismer bara i mycket höga koncentrationer (Bowen, 1979) och rapporter om toxiska halter i fält är få.

3.3.13. Kobolt

Kobolt förekommer med oxidationstalen +II och +III, både som fria joner, varav Co²⁺ är mest stabil, och bundet i olika föreningar (Peterson & Girling, 1981). Vid vittring av mineral förekommer kobolt i löslig form under sura och oxiderande förhållanden, men på grund av fixering av Fe- och Mn-oxider, lermineral och organiskt mineral är ämnets

rörlighet i marken i allmänhet begränsad. Medelhalter av kobolt i matjord är relativt låga och varierar från cirka 1 till cirka 20 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Kobolt är ett essentiellt ämne för djur och människor, men det är inte klarlagt huruvida det är essentiellt för växter. Koboltförgiftning förekommer sällan i fält (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

3.3.14. Kvicksilver

Vid vittring av mineral frigörs kvicksilver som tvåvärda katjoner, som lätt adsorberas av bland annat organiskt material. Metallen binds hårt främst till organiska komplex. Halterna av kvicksilver i marken överstiger sällan 0,4 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Kvicksilver är mer toxiskt för djur och människor än för växter (Gupta & Gupta, 1998). Metallen är svårtillgänglig för växter och anrikning av kvicksilver beror således inte i första hand på transport mellan mark och växt (Witter, 1989). Även växter drabbas dock av förhöjda kvicksilverhalter i marken. De mest känsliga arterna, bland annat sallad och morot, kan drabbas vid en total kvicksilverhalt på cirka 50 mg Hg kg⁻¹ jord (Adriano, 1986).

4. MATERIAL OCH METODER

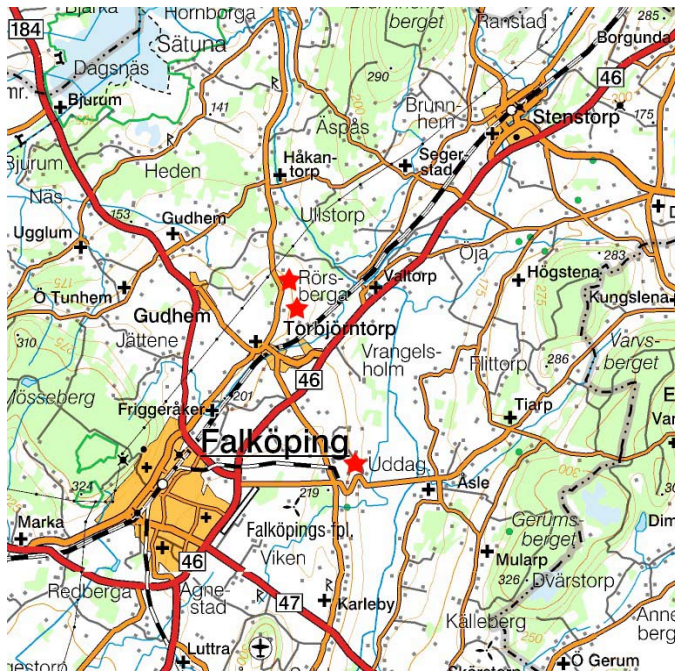
4.1. Beskrivning av försöksområdet

4.1.1. Geografiskt läge och vegetation

Rödfyrshögen vid Rørsberga är belägen cirka sex kilometer nordost om Falköping (figur 1 och 2) och omges i huvudsak av jordbruksmark och skogsmark. Högen ligger på sluttande mark och ovasidan är till stor del bevuxen, framförallt med lövträd och sly medan sluttningarna mestadels saknar vegetation (Envipro, 2003). Höjden på högen varierar mellan tio och tolv meter (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2002) och längden är cirka 250 meter i nord-sydlig riktning. Arean har grovt beräknats till cirka 55 000 m² (Envipro, 2003). Se figur 3 för kontroll-, ren rödfyr- och rödfyr med torv-rutorna.



Figur 1. Karta över delar av Västergötland (Lantmäteriet, 2005).



Figur 2. Karta över försöksplatserna, markerade med stjärnor (Lantmäteriet, 2005).

Rödfyrshögen vid Tomten ligger cirka fem kilometer nordost om Falköping (figur 1 och 2) och omges till största del av jordbruksmark och skogsmark. Högen ligger på sluttande mark och dess ovansida består av varierande vegetation såsom sly, björk och en del barrträd, medan sluttningarna till största del är obevuxna (Envipro, 2003). Högens höjd uppgår till tio till femton meter (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2002) och dess längd till cirka 800 meter i nord-sydlig riktning. Arealen har uppskattats till cirka 148 000 m² (Envipro, 2003). Se figur 4 för rutorna rödfyr med torv och ren rödfyr och figur 5 för kontrollrutan.



Figur 3. Försöksplatsen vid Rörsberga.



Figur 4. Rödfyr med torv och ren rödfyr vid Tomten.



Figur 5. Kontrollrutan vid Tomten.

Uddagårdens rödfyrshög ligger cirka fyra kilometer öster om Falköping (figur 1 och 2). Norr om högen finns skogsmark medan omgivningen i övrigt består av jordbruksmark. I områdets västra kant finns en kalkindustri som är i bruk. På rödfyrsupplaget är motorbanor anlagda. I övrigt är högen bevuxen med sly, förutom slänterna, som mestadels är kala (Envipro, 2003). Högens höjd uppgår till ungefär femton meter (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2002) och arean har uppskattats till cirka 406 000 m² (Envipro, 2003). Se figur 6 för rutorna rödfyr med torv och ren rödfyr och figur 7 för kontrollrutan.



Figur 6. Rödfyr med torv och ren rödfyr vid Uddagården.



Figur 7. Kontrollrutan vid Uddagården.

4.1.2. Klimat

Årsmedeltemperaturen för perioden 1961-1990 var +5,5°C. Den varmaste månaden är normalt juli (+15°C) medan den kallaste månaden vanligtvis är februari (-3,6°C). Årsmedelnederbörden för samma period var uppmätt till 640 mm vid SMHI:s station i Falköping. Mest nederbörd faller vanligtvis i september (72 mm) och minst i februari (31 mm) (SMHI, 1991).

4.1.3. Geologi

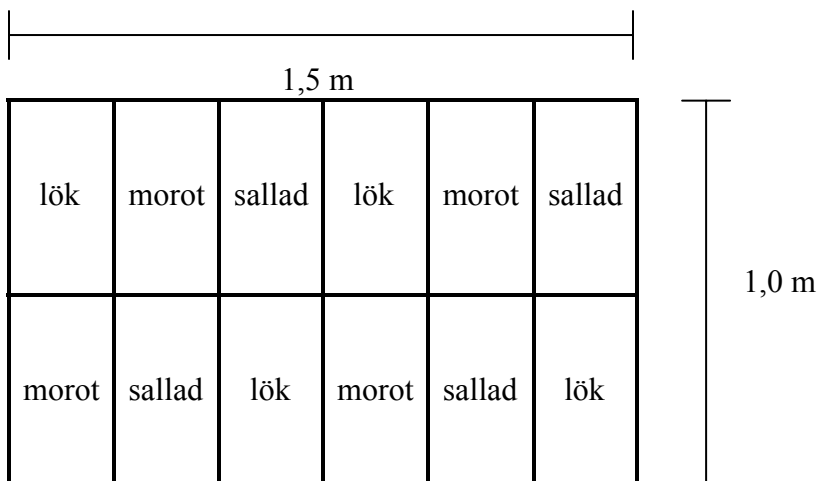
Berggrunden i området består av, nerifrån och upp, urberg följt av sandsten, alunskiffer, kalksten, skiffer och överst diabas. Mäktigheten för sandstenslagret är nästan 40 meter och alunskiffern har en mäktighet på cirka 20 meter. Kalkstenslagret är upp till 60 meter och över denna ett 35 meter mäktigt lager med skiffer. På de högsta punkterna i området ligger överst ett lager med diabas, som skyddar de underliggande lagren mot erosion (Wik *et al.*, 2002). Rödfyrshögarna vid Rørsberga, Tomten och Uddagården ligger delvis på alunskiffer, delvis på sandsten och på gränsen till kalksten (Envipro, 2003). Marken runt rödfyren vid Uddagården domineras av kalt berg och berg med ett tunt moräntäcke. Rørsberga och Tomten ligger på gränsen mellan ett område vars jordarter domineras av sand och grus och mark som domineras av kalt berg samt berg med ett tunt moräntäcke (SGU, 1989).

4.2. Odlingsförsökets utförande

4.2.1. Förberedning av odlingsytor, insamling av jordprover samt sådd, juni 2005

Försöksplatserna är Rørsberga, Tomtens kalkbruk och Uddagården. Vid varje plats förbereddes tre försöksrutor på 1,5 m² vardera. Rutorna var; enbart rödfyr, rödfyr och 30 volymprocent torv (planteringsjord) samt kontroll (befintlig jord och 30 volymprocent torv). Varje ruta delades sedan upp i tolv smårutor som markerades med snöre (figur 8). Storleken på smårutorna var 50 × 25 cm. Efter förberedning av såbäddar togs jordprover som lades i plastpåsar. Från varje 1,5 m²-ruta togs ett jordprov.

Lök, morot och sallad såddes i smårutorna. Direkt efter sådd vattnades varje 1,5 m²-ruta med 10 liter vatten. Rutorna med enbart rödfyr gödslades med flytande Blåkorn utblandat i vattnet. Cirka 0,48 g N/m² och cirka 0,12 g P/m² tillfördes till rutorna med endast rödfyr. För kontrollrutorna samt rutorna med rödfyr och torv tillfördes via torven cirka 0,17 g N/m² och cirka 0,08 g P/m².



Figur 8. Skiss över en försöksruta.

4.2.2. Skörd, tvättning, torkning och vägning av växterna, augusti 2005

Allt som hade vuxit skördades. På fyra rutor togs halva raderna av sallad på grund av alltför stor mängd. Direkt efter skörd lades alla växter i plastpåsar märkta med nummer från 1 till 108. Totalt uteblev skörden från sju stycken smårutor.

Dagen efter skörd tvättades växterna med kranvatten för att avlägsna jordpartiklar och lades därefter i aluminiumformar. Alla 101 växtprover vägdes innan de placerades i torkskåp som ställdes in på 40°C. Proverna torkades i tre dygn varefter de vägdes igen. Efter vägningen slogs de fyra upprepningarna från en ruta samman innan de lades i burkar eller plastpåsar. 9 jordprover och 27 växtprover togs till Ultuna för analys.

4.3. Kemisk jordanalys

4.3.1. Spårämnen

Till laboratoriet på Ultuna lämnades den fraktion av jordproverna som var mindre än två mm. De analyserades för arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel och bly. Valet av just dessa ämnen grundar sig delvis på resultaten från Envipros rapport (2003) som visar att de huvudsakliga föroreningarna i rödfyren är arsenik, uran, molybden och vanadin. Även kadmium och nickel i rödfyren överstiger normalvärdena enligt Kabata-Pendias & Pendias (1992). Bly fick ingå i analysen på grund av dess höga toxicitet och att ämnet medför hälsorisker (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Den växttillgängliga delen av spårämnena är det som är av störst intresse eftersom syftet är att undersöka upptaget av spårämnena. Därför valdes ammoniumnitrat som extraktionsmedel eftersom det är mildt och endast tar ut den växttillgängliga fraktionen av ämnena (Sparks, 1996). Extraktionerna utfördes enligt Lundberg (pers. medd., 2005) och därefter uppmättes halterna av spårämnena på ICP-MS (Sparks, 1996).

4.3.2. pH-mätning

15 ml jord från de nio jordproverna mättes upp i varsina burkar och 40 ml destillerat vatten tillsattes till varje prov. Proverna skakades i 30 minuter och fick därefter stå och sedimentera i två timmar. pH-mätaren kalibrerades med buffertlösningar pH 4 och pH 7. pH mättes med "PHM 93 Reference pH Meter".

4.4. Växtanalys

Växtproverna lämnades till laboratoriet på Ultuna för analys av halter av arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel och bly. Salpetersyra valdes som extraktionsmedel eftersom det är starkt (Sparks, 1996) och visar totalhalten av ämnena i växten. Extraktionerna utfördes enligt Lundberg (pers. medd., 2005) och därefter uppmättes halterna av spårämnena på ICP-MS (Sparks, 1996).

4.5. Statistisk analys

Hypotestest och p-värde ("probability-value") på tillväxt-resultaten beräknades med ANOVA i Excel. Det finns två metoder för att göra hypotestest vid två oberoende stickprov, ett då man antar att populationsvarianserna är lika och ett då populationsvarianserna inte kan antas vara lika. Inför hypotestesterna gjordes ett F-test med ANOVA då kvoten mellan de två stickprovernas varianser beräknades för att bestämma vilken metod som skulle användas. I Excel utfördes analyserna "t-test: Two-sample Assuming Unequal Variances" och "t-test: Two Sample Assuming Equal Variances" för jämförelse mellan behandlingar och för jämförelse mellan försöksplatser. Både hypotestest och F-test gjordes med signifikansnivån $\alpha = 0,05$. Hypotestesterna är dubbelsidiga och $n = 4$ om inget annat anges.

4.6. Fysikalisk jordanalys

4.6.1. Kornstorleksfördelning

En mekanisk analys utfördes på jordproverna för att bestämma kornstorleksfördelningen. Rödfyr är ett speciellt material på grund av innehållet av alunskifferbitar och kalkstensrester. Därför valdes en metod med enbart siktning av materialet för att bestämma kornstorleksfördelningen. Sedimentering för bestämmande av lerfraktionen uteslöts alltså. Genom siktning skildes fraktionerna med storlekar >20 mm, 2-20 mm och <2 mm åt. Fraktionen som var mindre än 2 mm kokades i väteperoxid för att avlägsna det organiska materialet. Proverna skakades sedan över natten i natriumdifosfat. Därefter siktades proverna och fraktionerna 0,2-2 mm, 0,06-0,2 mm och mindre än 0,06 mm skildes åt. Samtliga fraktioner vägdes och procentandelarna beräknades.

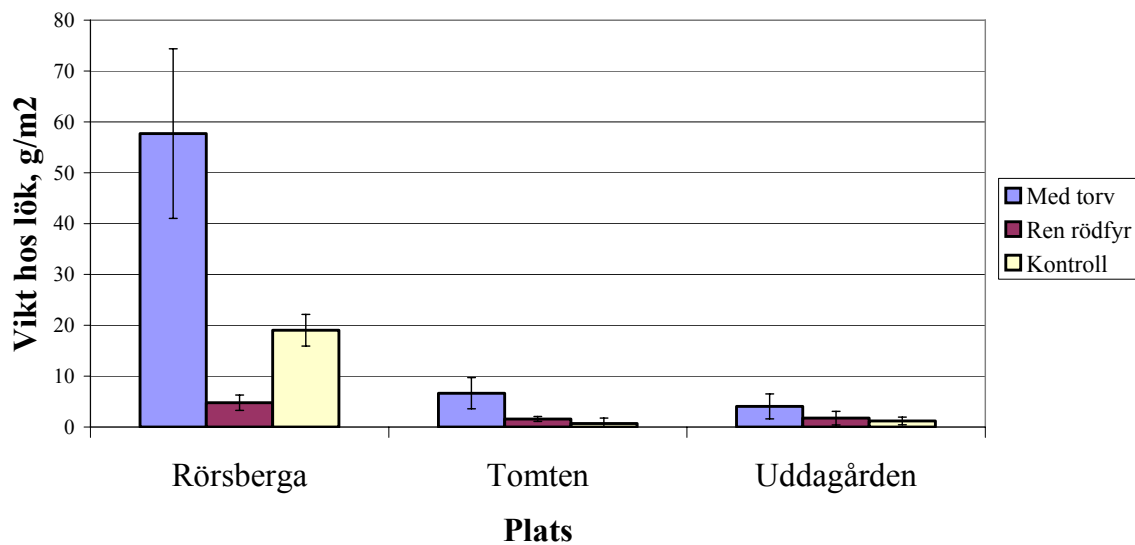
4.6.2. Organiskt material

Det organiska materialet i jordproverna bestämdes genom glödningsförlustmetoden. Cirka 12 gram jord lades upp i deglar och därefter torkades de i ugn på 105°C över natten. När proverna hade torkat vägdes de innan de placerades i ugn på $500-600^{\circ}\text{C}$. De glödgades i två timmar och vägdes därefter igen. Tre mätningar gjordes på varje jordprov varefter ett medelvärde beräknades.

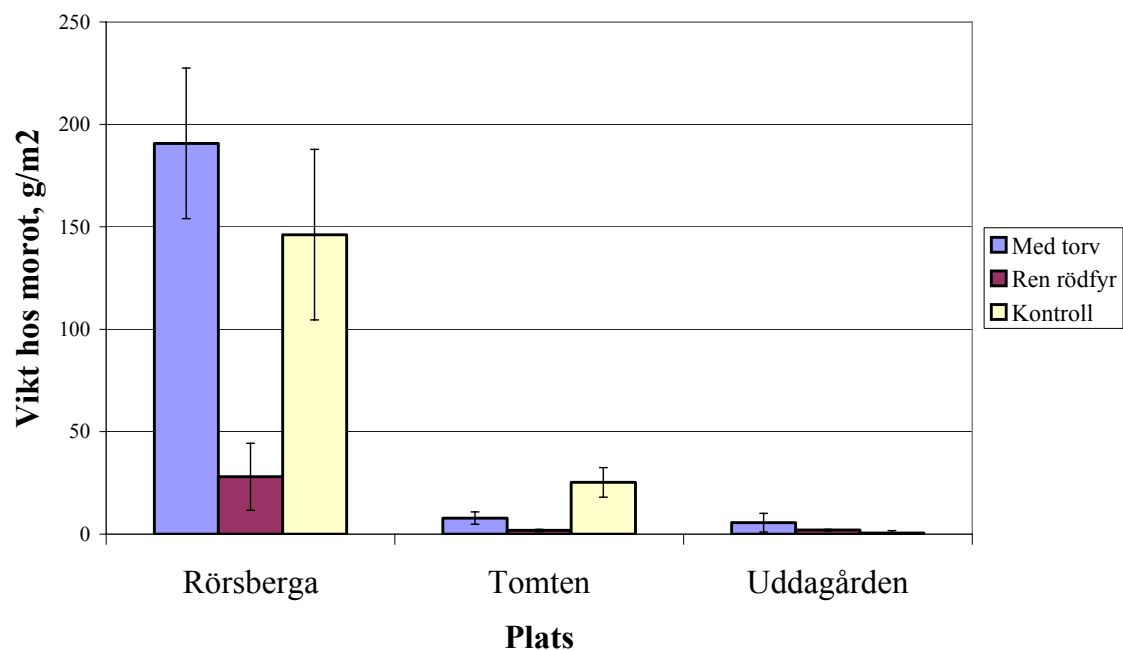
5. RESULTAT OCH DISKUSSION

5.1. Tillväxt

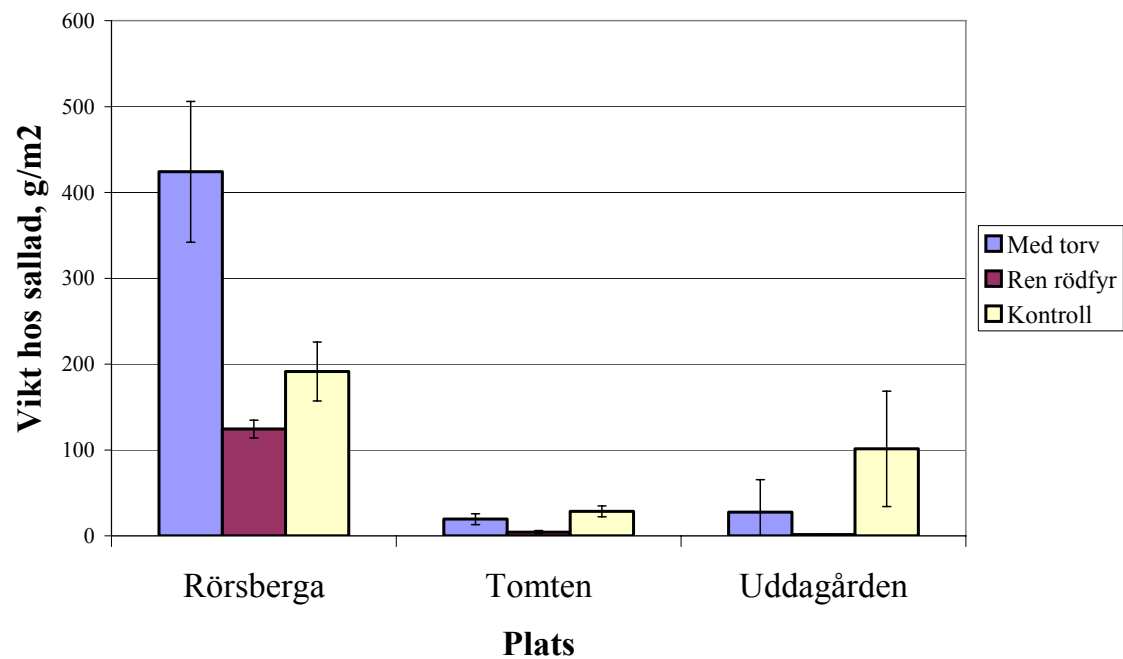
Den skördade och torkade biomassan av ovan- och underjordiska växtdelar presenteras i figurerna 9-11 och i tabell 5, appendix 1.



Figur 9. Lök, vikt efter torkning, g/m² odlingsyta. Felstaplarna anger standardavvikelsen (n=4).



Figur 10. Morot, vikt efter torkning, g/m² odlingsyta. Felstaplarna anger standardavvikelsen (n=4).



Figur 11. Sallad, vikt efter torkning, g/m² odlingsyta. Felstaplarna anger standardavvikelsen (n=4).

Tillväxten på rödfyr med torvtillsats var större än på ren rödfyr vid Rørsberga och Tomten. Att grönsakerna skulle växa bättre vid torvtillsats var väntat. Mellan torvtillsats och kontrollen var skillnaderna inte lika tydliga och ej heller konsekventa. Till exempel på Rørsberga var tillväxten bättre vid torvtillsats än på kontrollen medan för morot och sallad på Tomten var det tvärtom. Vid jämförelse mellan ren rödfyr och kontroll är det övervägande bäst tillväxt på kontrollrutorna men inte heller här är skillnaderna konsekventa i en riktning (figur 9-11).

Då vi jämför tillväxten mellan platserna har Rørsberga betydligt större tillväxt än Tomten och Uddagården för alla grönsaker och behandlingar. Undantaget är jämförelsen mellan Rørsberga och Uddagården där ingen signifikant skillnad kunde påvisas för morot på ren rödfyr och sallad på kontrollen. Mellan Tomten och Uddagården finns däremot inga signifikanta skillnader utöver morot på kontrollerna (figur 9-11).

Resultaten på tillväxten är inte hundra procentigt tillförlitliga eftersom harar och rådjur med största sannolikhet har ätit av grönsakerna. Vissa försöksrutor drabbades även hårt av ogräs vilket sannolikt minskade tillväxten. Jämförelserna mellan behandlingarna för en plats i taget är förhoppningsvis sanningsenliga men jämförelserna mellan platser bör betraktas med en viss skepsis. Det verkar som om grönsakerna på Rørsberga har lämnats ifred av betande djur i större utsträckning än på Tomten och Uddagården. Därav den stora ”tillväxten” på Rørsberga.

5.1.1. Jämförelse mellan behandlingar

Vid jämförelse av skördad mängd biomassa mellan behandlingarna torvtillsats och ren rödfyr för lök, morot och sallad på Rørsberga var skillnaden signifikant på minst 1 % -nivån. Mellan torvtillsats och kontroll på Rørsberga var skillnaden ej signifikant för morot, men signifikant på minst 5 % -nivån för lök och sallad. Skillnaden mellan ren rödfyr och kontroll på Rørsberga var ej signifikant för sallad men signifikant på minst 1 % -nivån för lök och morot (tabell 6-8, appendix 2).

Vid jämförelse av skördad mängd biomassa mellan behandlingarna torvtillsats och ren rödfyr för lök, morot och sallad på Tomten var skillnaden signifikant på 5 % -nivån. Skillnaden mellan torvtillsats och kontroll på Tomten var ej signifikant för sallad, men signifikant på minst 5 % -nivån för lök och morot. Skillnaden mellan ren rödfyr och kontroll på Tomten var ej signifikant för lök men signifikant på 1 % -nivån för morot och sallad (tabell 9-11, appendix 2).

Vid Uddagården fanns inga signifikanta skillnader beträffande skördad mängd biomassa mellan torvtillsats och ren rödfyr för varken lök, morot eller sallad. Ej heller vid jämförelse mellan torvtillsats och kontroll fanns några signifikanta skillnader för någon av grönsakerna. Skillnaden mellan ren rödfyr och kontroll på Uddagården var ej signifikant för lök och sallad men signifikant på 1 % -nivån för morot (tabell 12-14, appendix 2).

5.1.2. Jämförelse mellan platser

Vid jämförelse av skördad mängd biomassa mellan Rørsberga och Tomten vid behandlingen med torvtillsats är skillnaden signifikant på 1 % -nivån för alla grönsaker. För ren rödfyr och kontroll är skillnaderna signifikanta på minst 5 % -nivån (tabell 15-17, appendix 2).

Skillnaderna beträffande skördad mängd biomassa mellan Rørsberga och Uddagården vid behandlingen med torvtillsats är signifikanta på minst 1 % -nivån. Vid ren rödfyr finns ingen signifikant skillnad för morot men för lök och sallad är skillnaden signifikant på 5 % -nivån. Vid kontrollen finns ingen signifikant skillnad för sallad men för lök och morot är skillnaden signifikant på 1 % -nivån (tabell 18-20, appendix 2).

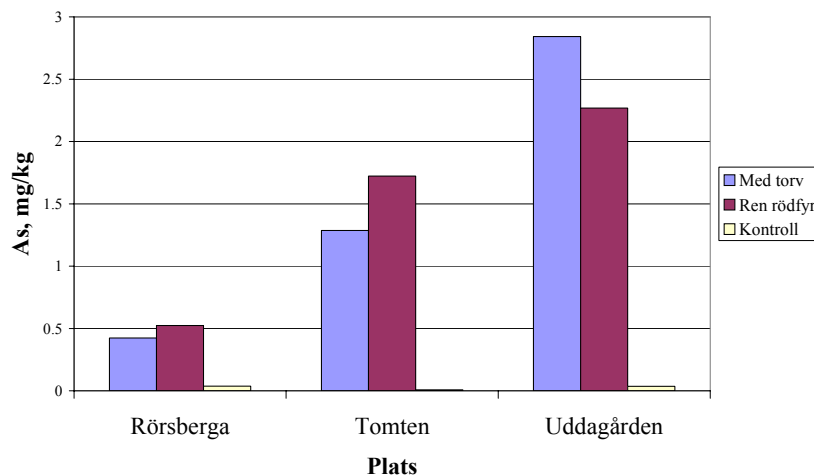
Vid jämförelse av skördad mängd biomassa mellan Tomten och Uddagården finns ingen signifikant skillnad vid behandlingarna med torvtillsats eller ren rödfyr för någon av grönsakerna. Vid kontrollen är skillnaden signifikant på 5 % -nivån för morot men ej signifikant för lök och sallad (tabell 21-23, appendix 2).

5.2. Spårämnen

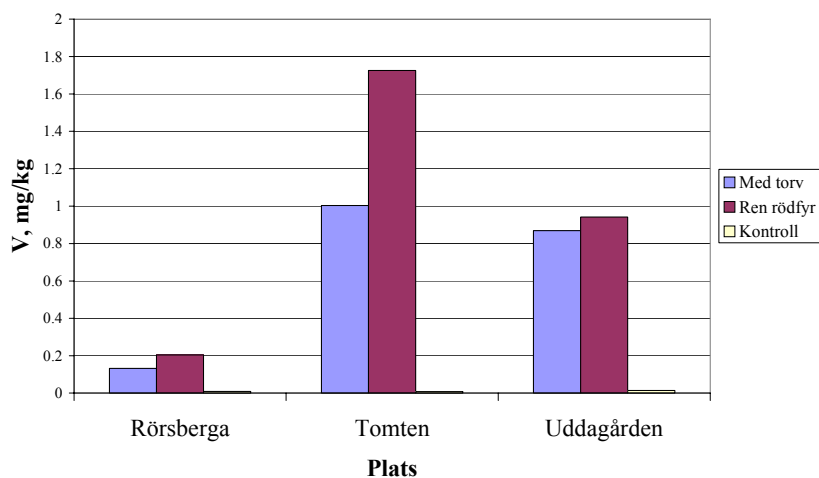
5.2.1. Spårämnen i marken

Halter av spårämnena arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel och bly i jordproverna presenteras i figurerna 12-17 samt i tabell 24 i appendix 3.

Inget av spårämnena överstiger de normalvärden som finns redovisade i litteraturen. Detta är också helt rimligt då ovanstående värden endast visar på den växttillgängliga fraktionen i jorden medan de halter som nämns i litteraturen är totalhalter.

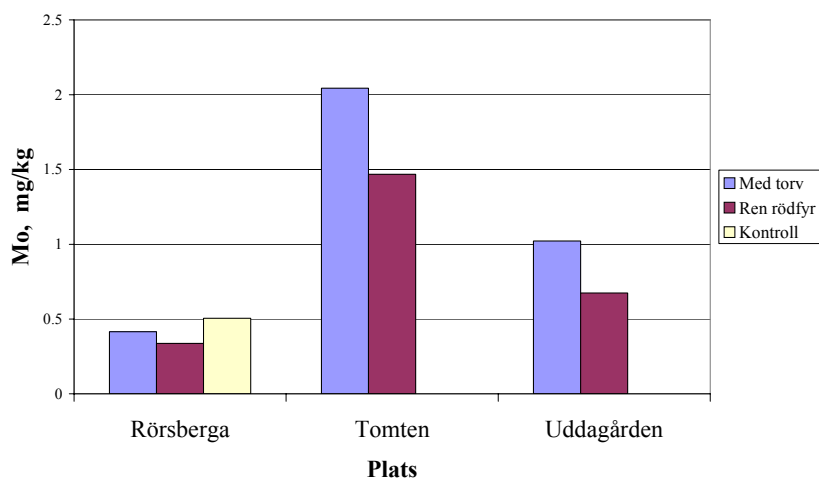


Figur 12. Halten arsenik i jordprover från alla led i försöket vid Rørsberga, Tomten och Uddagården.



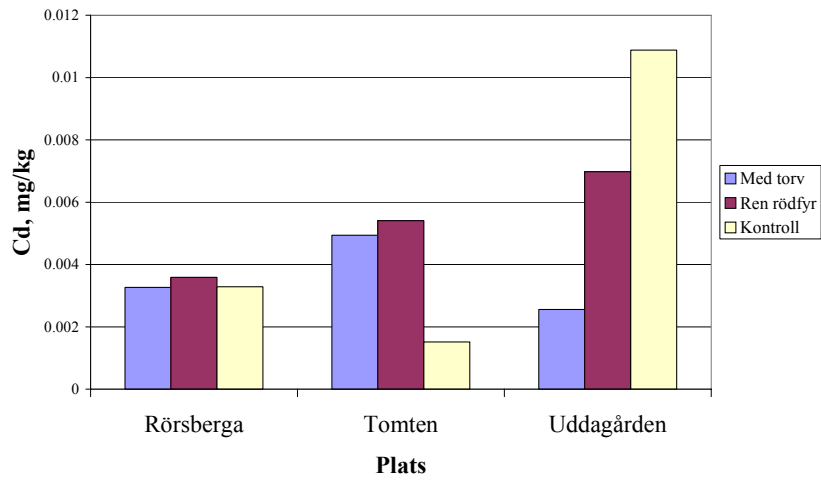
Figur 13. Halten vanadin i jordprover från alla led i försöket vid Rösberga, Tomten och Uddagården.

För arsenik och vanadin visar resultaten i stort sett vad som förväntades. Halterna i kontrollrutorna är betydligt lägre än i rutorna med rödfyr. Vi kan även se att halterna på Rösberga är lägre än på Tomten och Uddagården (figur 12-13).

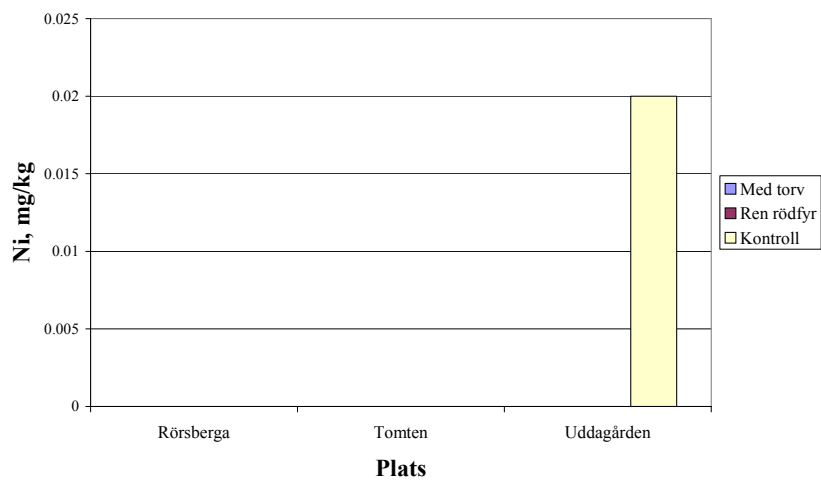


Figur 14. Halten molybden i jordprover från alla led i försöket vid Rösberga, Tomten och Uddagården.

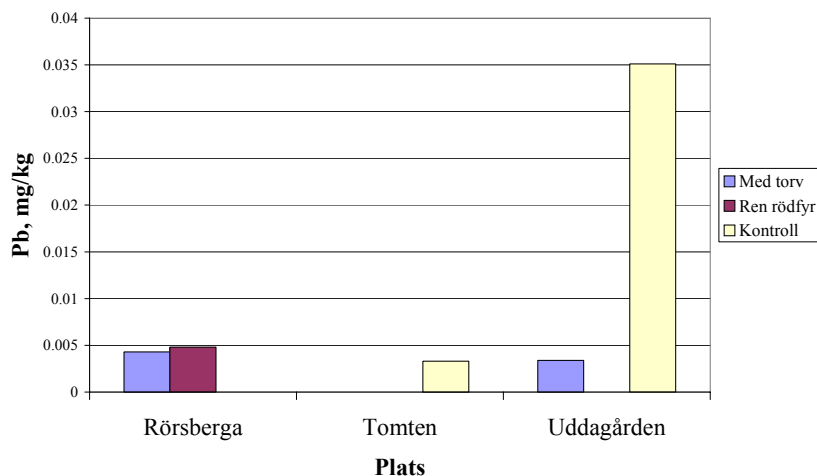
Även för molybden gäller att halterna är lägre på Rösberga. Däremot är molybdenhalten i kontrollrutan på Rösberga högre än i behandlingarna med rödfyr vilket är något märkligt. Halterna i rutorna med torvinblandning är dessutom högre än i de med ren rödfyr, vilket inte är vad som förväntades (figur 14).



Figur 15. Halten kadmium i jordprover från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.



Figur 16. Halten nickel i jordprover från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

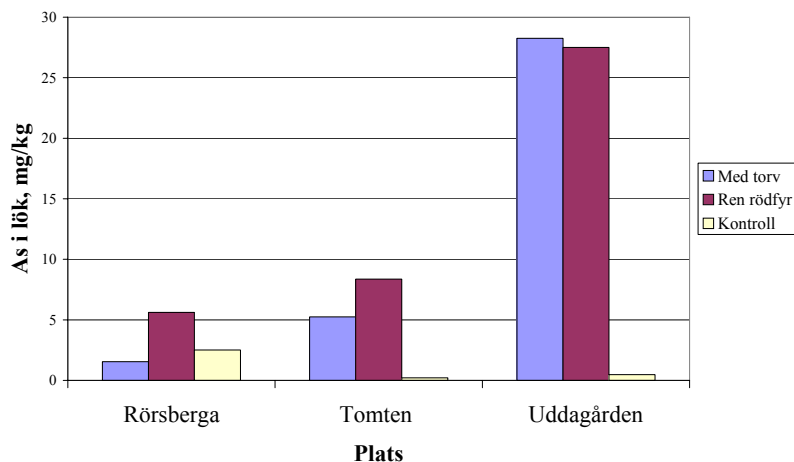


Figur 17. Halten bly i jordprover från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

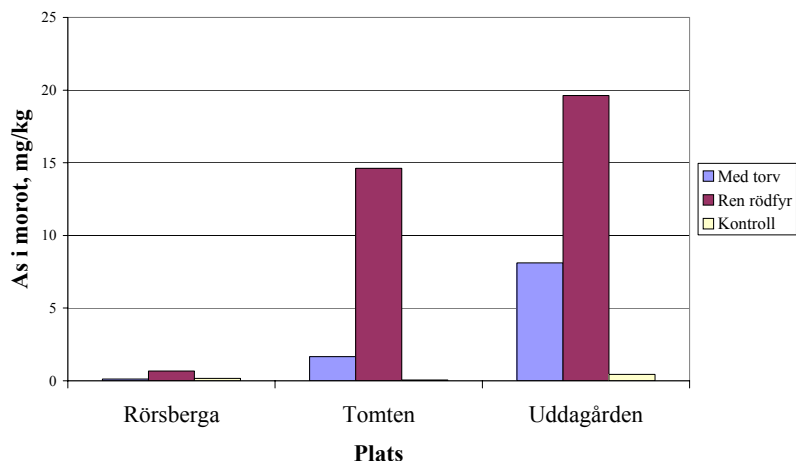
För kadmium är halterna på Tomten lägre i kontrollrutan än i de övriga två rutorna. På Rörsberga är det inte någon skillnad mellan behandlingarna och på Uddagården är kadmiumhalten i kontrollrutan betydligt högre än i rutorna med rödfyr. Även för bly är halten betydligt högre vid Uddagårdens kontroll jämfört med de andra platserna och behandlingarna. Nickel förekommer endast vid Uddagårdens kontroll (figur 15-17).

5.2.2. Spårämnen i grönsakerna

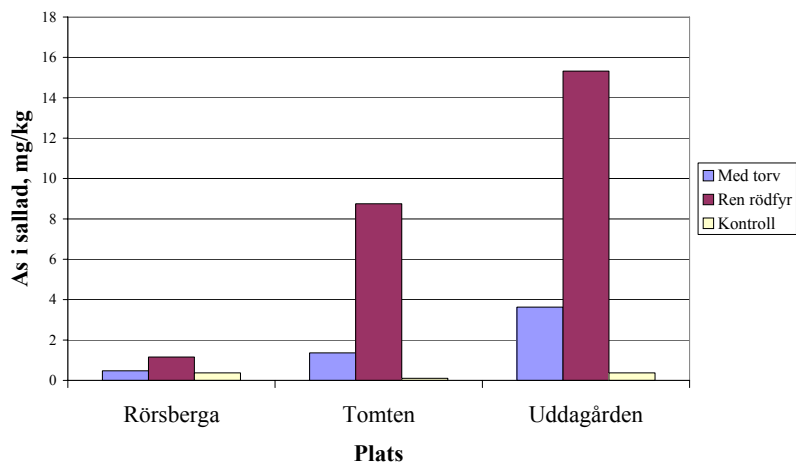
Totalhalterna av arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel och bly i lök, morot och sallad samt samband mellan halt i marken och halt i grönsakerna presenteras i figurerna 18-41 och i tabell 25-27 i appendix 4.



Figur 18. Halten arsenik i lök från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

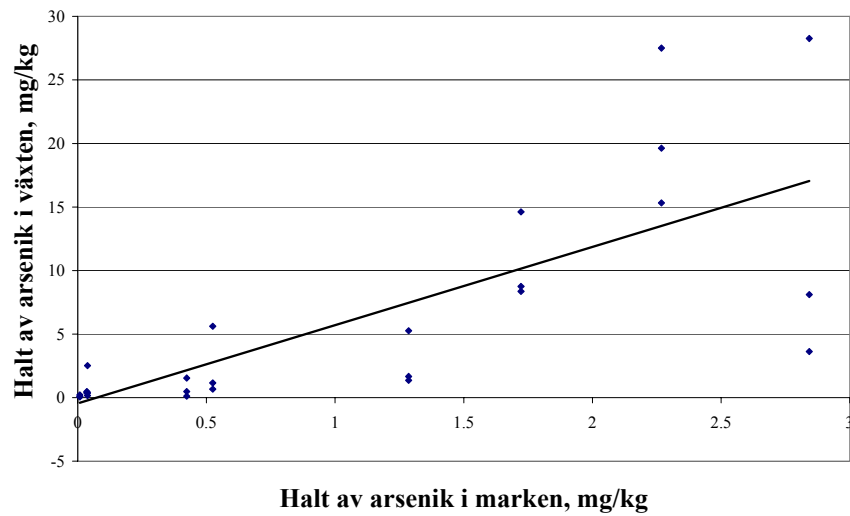


Figur 19. Halten arsenik i morot från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården. Arsenik i morot, mg/kg.

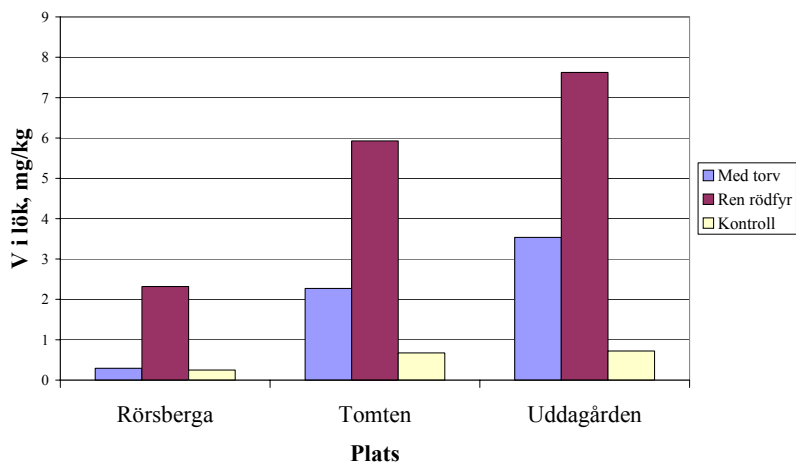


Figur 20. Halten arsenik i sallad från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

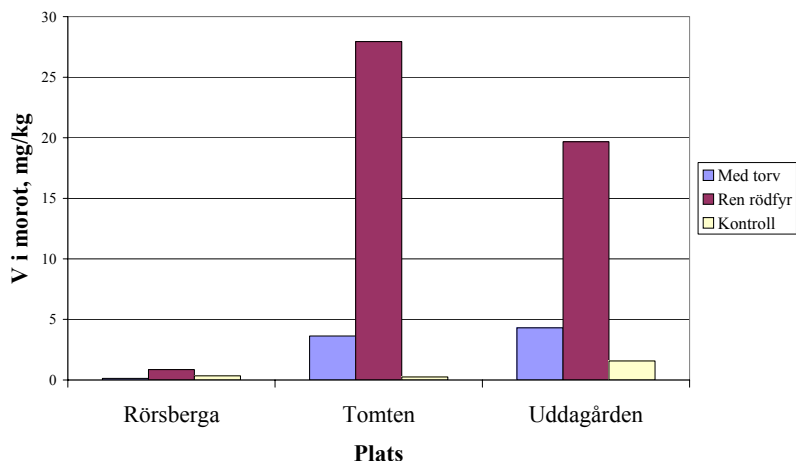
Upptaget av arsenik i lök följer mönstret för resultaten från jordproverna. För morot och sallad ser vi också att upptaget har varit störst vid Uddagården och minst vid Rörsberga, trots att sambandet inte är lika tydligt som för lök. Alla växter från kontrollrutorna har tagit upp mycket lite arsenik, vilket stämmer väl överens med de låga halterna i kontrolljorden (figur 12 & 18-20). I figur 21 visas sambandet mellan halten av NH_4NO_3 -extraherbart arsenik i marken med halten av arsenik i grönsakerna. Diagrammet innehåller värden från samtliga platser, behandlingar och grönsaker och trendlinjen visar på en positiv korrelation. Det största upptaget verkar ske vid ren rödfyr, med undantag för lök vid Uddagården. Överlag innehåller lök högst halter och sallad har de lägsta halterna (figur 18-20).



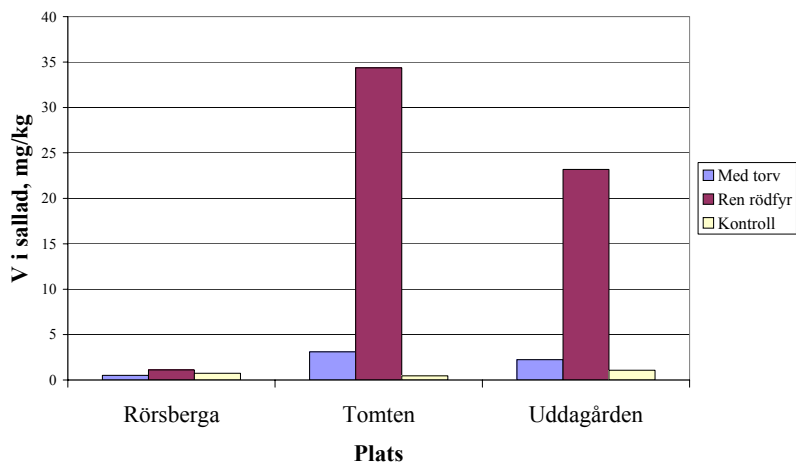
Figur 21. Samband mellan NH_4NO_3 -extraherbart arsenik i marken och halten av arsenik i grönsakerna. $R^2 = 0,58$.



Figur 22. Halten vanadin i lök från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

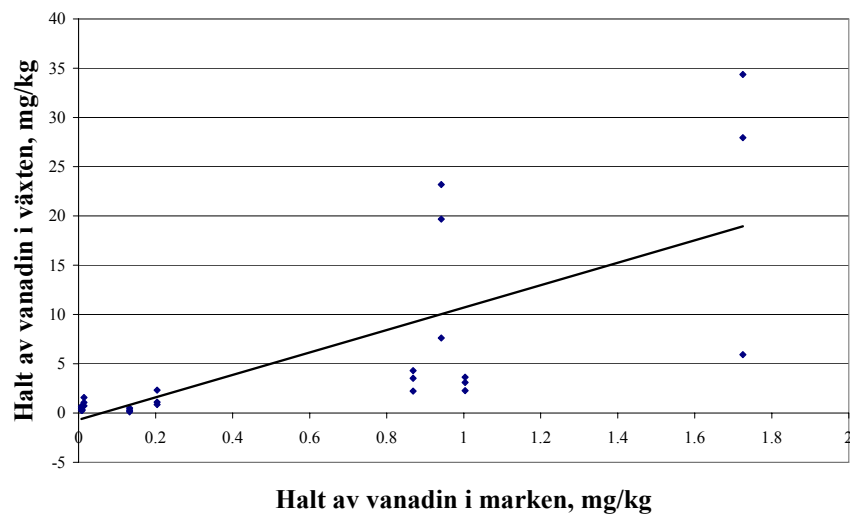


Figur 23. Halten vanadin i morot från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

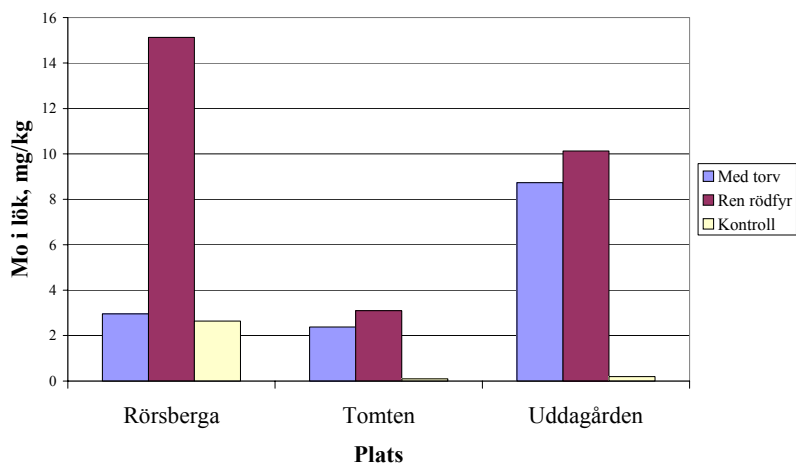


Figur 24. Halten vanadin i sallad från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

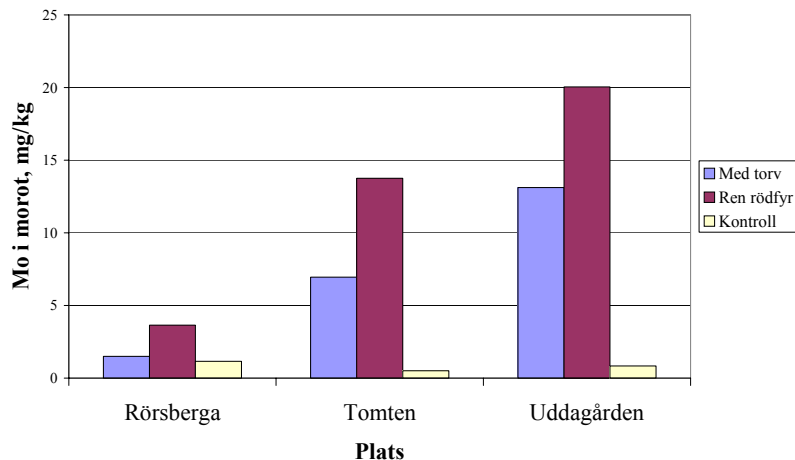
I jorden är vanadinhalten lägst på Rörsberga. Detta avspeglas även i växtupptaget med eventuellt undantag för lök odlad med torvinblandning på Rörsberga. Vi ser även att störst upptag sker vid ren rödfyr (figur 13 & 22-24). I figur 25 visas sambandet mellan halten av NH_4NO_3 -extraherbart vanadin i marken med halten av vanadin i grönsakerna. Diagrammet innehåller värden från samtliga platser, behandlingar och grönsaker och trendlinjen visar på en positiv korrelation. Då vi jämför grönsakerna med varandra ser vi att sallad tar upp mest vanadin medan löken tar upp lägst halter (figur 22-24).



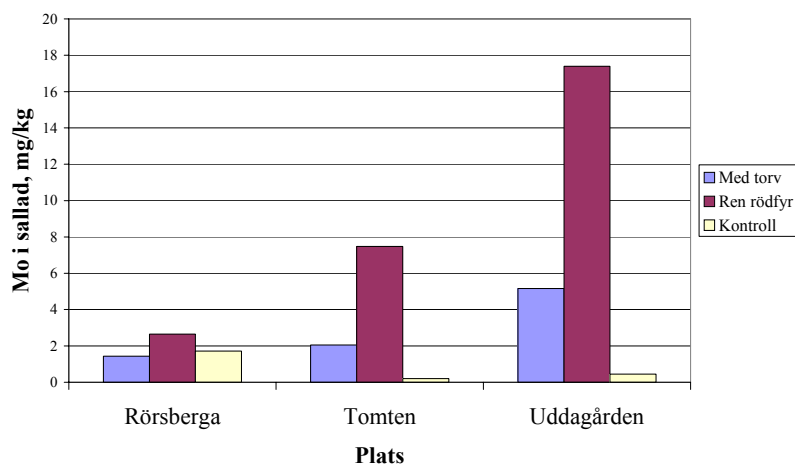
Figur 25. Samband mellan NH_4NO_3 -extraherbart vanadin i marken och halten av vanadin i grönsakerna. $R^2 = 0,52$.



Figur 26. Halten molybden i lök från alla led i försöket vid Rörserga, Tomten och Uddagården.

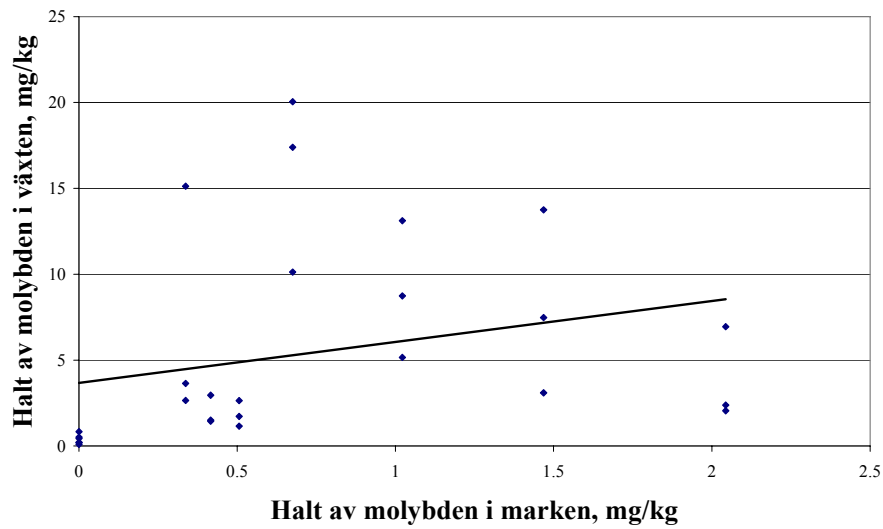


Figur 27. Halten molybden i morot från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

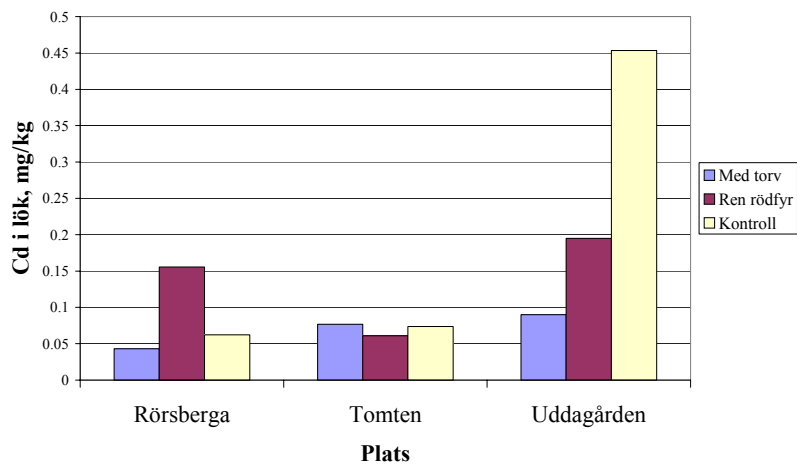


Figur 28. Halten molybden i sallad från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

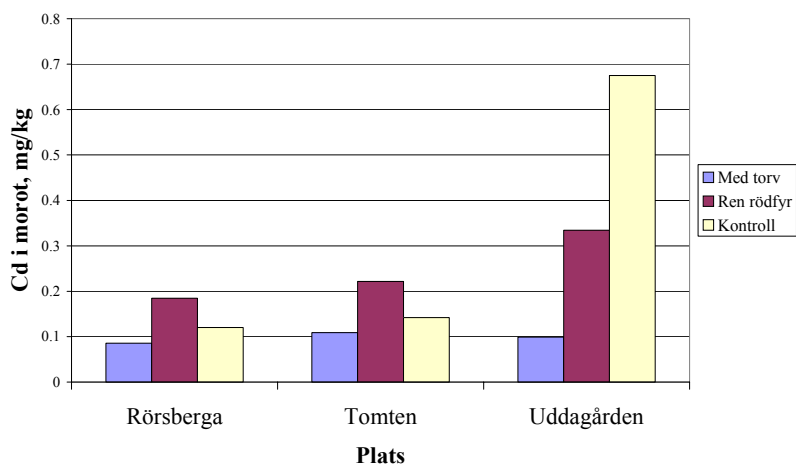
För molybden stämmer upptaget inte så väl överens med innehållet i jorden förutom att jorden inte innehåller något NH_4NO_3 -extraherbart molybden på kontrollerna vid Tomten och Uddagården vilket har avspeglats i upptaget på dessa platser. Även här har störst upptag skett då grönsakerna odlades på ren rödfyr (figur 14 & 26-28). Figur 29 visar på en svag positiv korrelation mellan halten av NH_4NO_3 -extraherbart molybden i marken med halten av molybden i grönsakerna. Morot har tagit upp mest molybden följt av sallad och sist lök (figur 26-28).



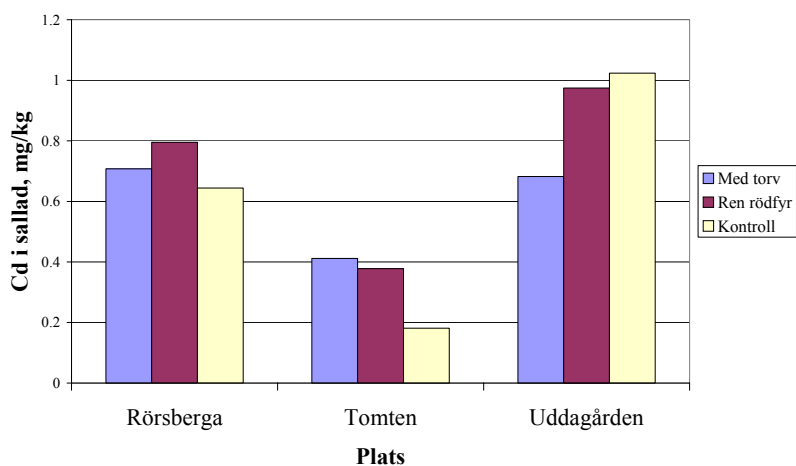
Figur 29. Samband mellan NH_4NO_3 -extraherbart molybden i marken och halten av molybden i grönsakerna. $R^2 = 0,07$.



Figur 30. Halten kadmium i lök från alla led i försöket vid Rörserga, Tomten och Uddagården.

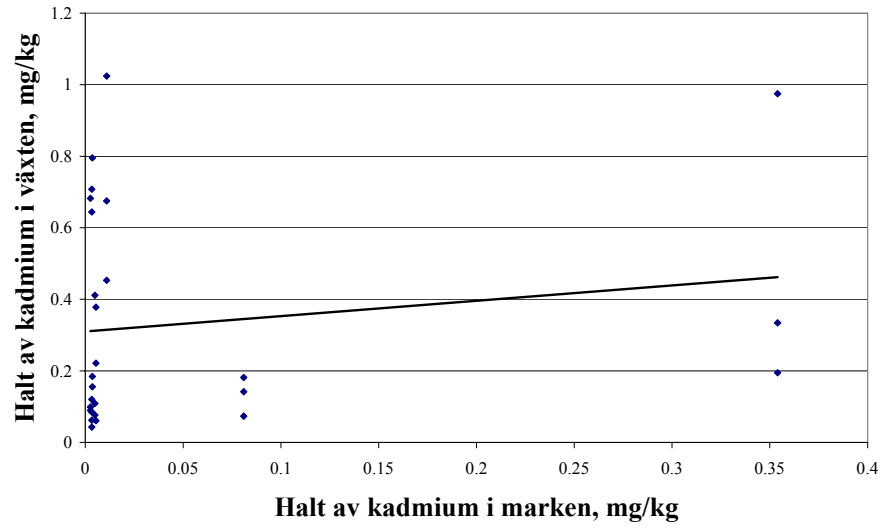


Figur 31. Halten kadmium i morot från alla led i försöket vid Rörserga, Tomten och Uddagården.

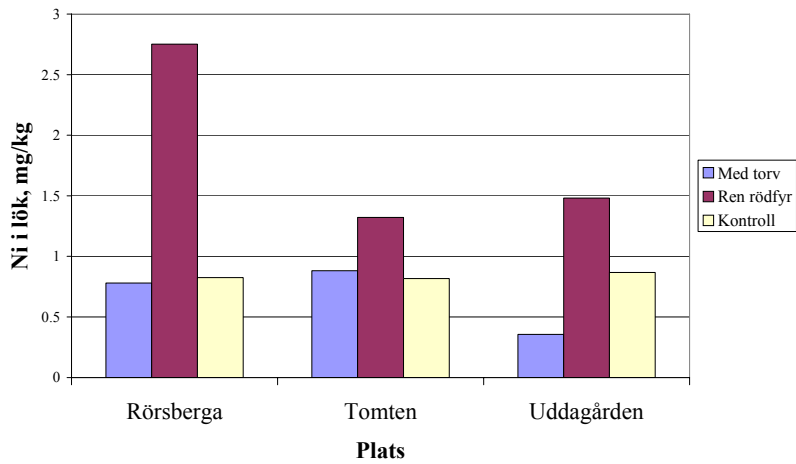


Figur 32. Halten kadmium i sallad från alla led i försöket vid Rörserga, Tomten och Uddagården.

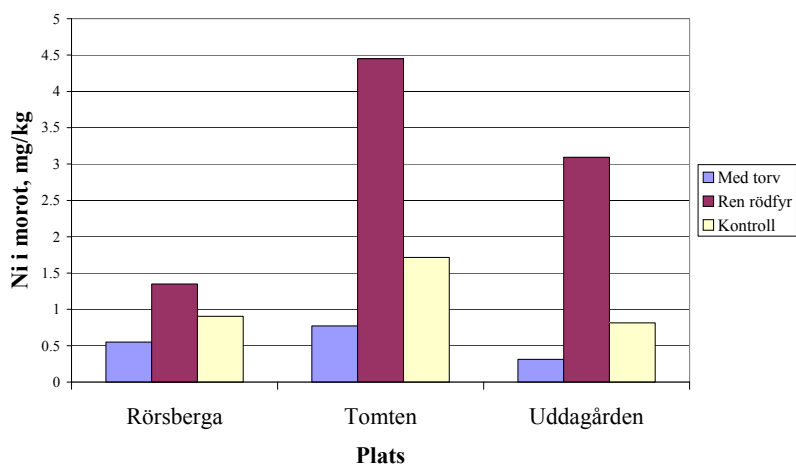
Innehållet av kadmium i jorden vid Uddagården avspeglas väl på upptaget i lök och morot och ganska väl för upptaget i sallad. Även för upptaget i morot vid Rörserga och Tomten kan man ana ett samband med innehållet i jorden (figur 15 & 30-32). Figur 33 visar på en svag positiv korrelation mellan halten av NH_4NO_3 -extraherbart kadmium i marken med halten av kadmium i grönsakerna. Eftersom huvuddelen av värdena för halten i marken är nära noll ligger det en stor osäkerhet i denna korrelation. Sallad tar upp mest kadmium följt av morot och lök (figur 30-32).



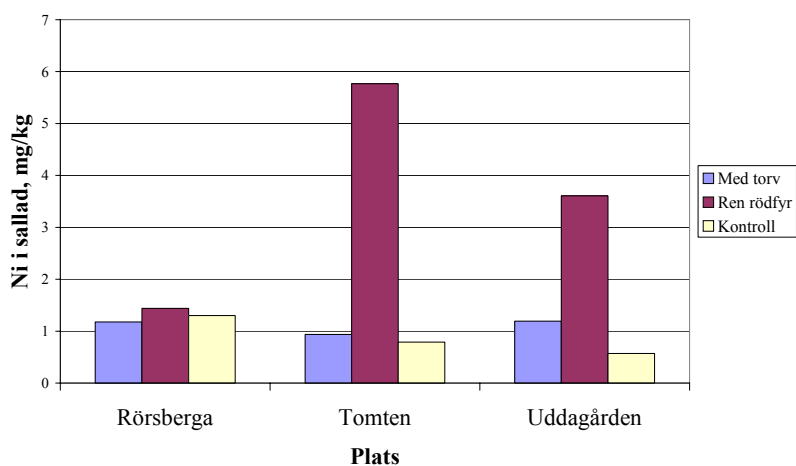
Figur 33. Samband mellan NH_4NO_3 -extraherbart kadmium i marken och halten av kadmium i grönsakerna. $R^2 = 0,02$.



Figur 34. Halten nickel i lök från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

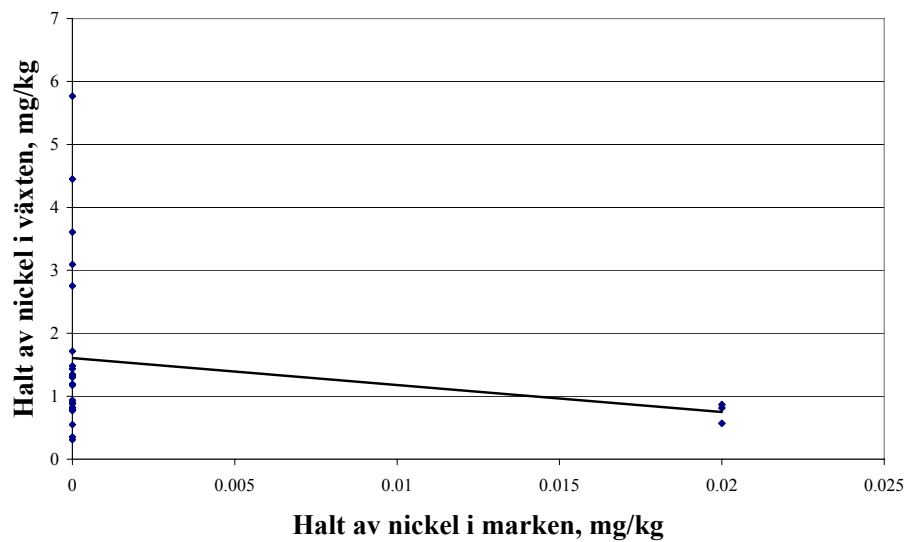


Figur 35. Halten nickel i morot från alla led i försöket vid Rösberga, Tomten och Uddagården.

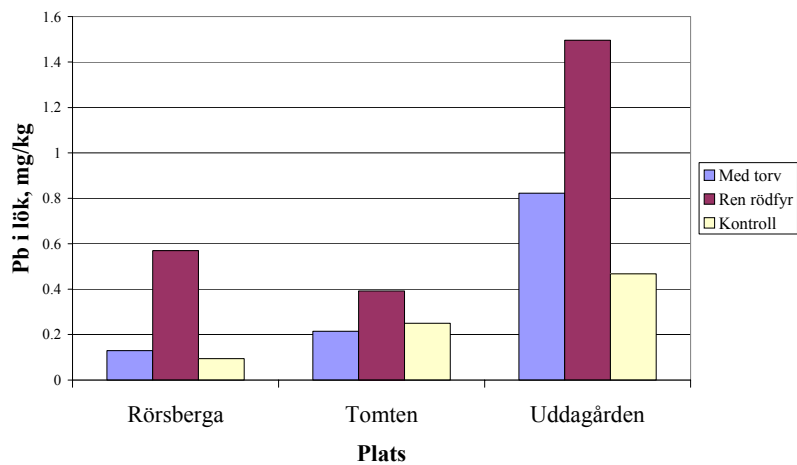


Figur 36. Halten nickel i sallad från alla led i försöket vid Rösberga, Tomten och Uddagården.

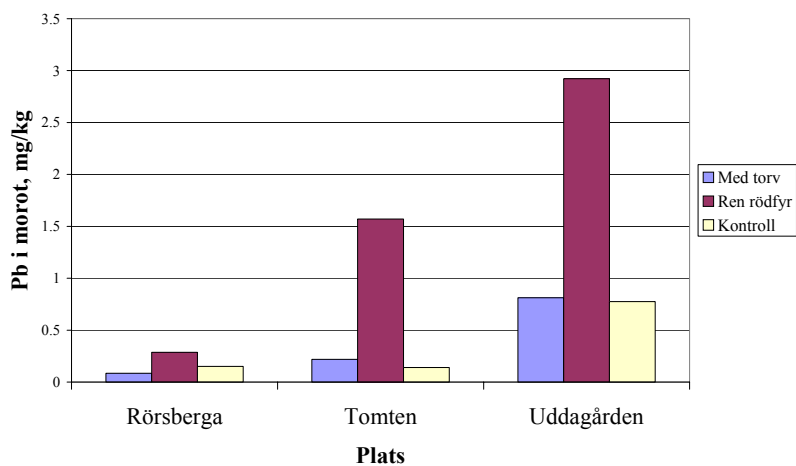
För nickel är det svårt att se något samband med innehållet i jorden överhuvudtaget eftersom kontrollen vid Uddagården är den enda platsen där NH_4NO_3 -extraherbart nickel förekom (figur 16 & 34-36). Trendlinjen i figur 37 visar dock på en svag negativ korrelation mellan halten av NH_4NO_3 -extraherbart nickel i marken med halten av nickel i grönsakerna. Som i fallet ovan, med kadmium, är korrelationen förknippad med en stor osäkerhet. Däremot kan vi se att störst upptag sker då grönsakerna odlades på ren rödfyr och att morot och sallad innehåller ungefär samma halter medan lök tar upp minst nickel (figur 34-36).



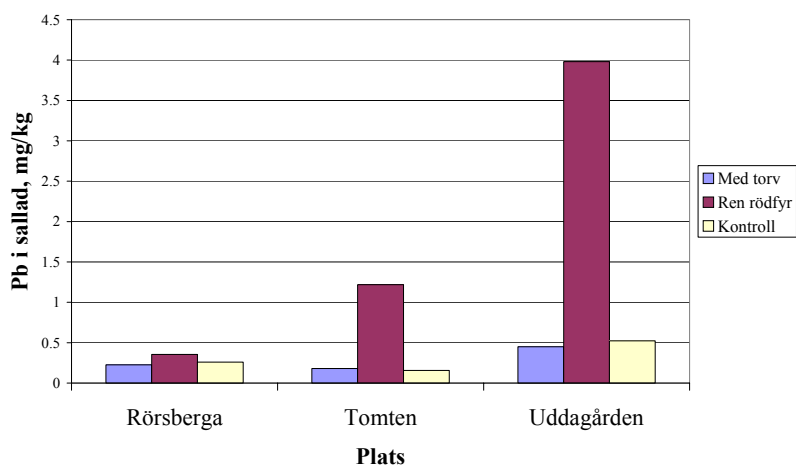
Figur 37. Samband mellan NH_4NO_3 -extraherbart nickel i marken och halten av nickel i grönsakerna. $R^2 = 0,04$.



Figur 38. Halten bly i lök från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

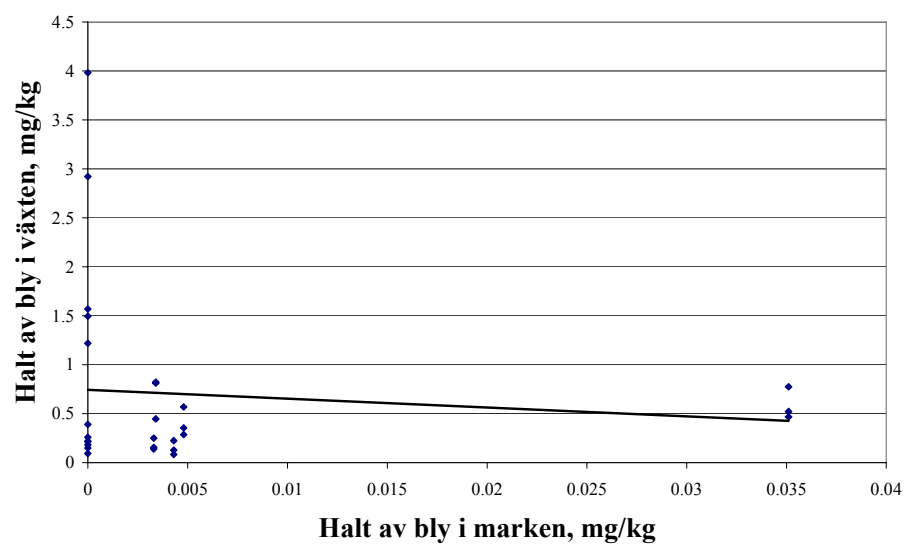


Figur 39. Halten bly i morot från alla led i försöket vid Rörserga, Tomten och Uddagården.



Figur 40. Halten bly i sallad från alla led i försöket vid Rörserga, Tomten och Uddagården.

Inte heller för bly syns något samband mellan innehållet i jorden och innehållet i grönsakerna (figur 17 & 38-40). Figur 41 visar på en mycket svagt negativ korrelation mellan halten av NH_4NO_3 -extraherbart bly i marken med halten av bly i grönsakerna. Högst halt beträffande jorden finns på kontrollrutan på Uddagården men detta märks inte på grönsakerna som växt på denna ruta. Precis som övriga resultat visar verkar det som om grönsakerna på ren rödfyr har tagit upp mest bly. Högst halter togs upp av sallad följt av morot och lök (figur 38-40).



Figur 41. Samband mellan NH_4NO_3 -extraherbart bly i marken och halten av bly i grönsakerna. $R^2 = 0,01$.

5.2.3. Mängder av spårämnen i grönsakerna

Mängder i mg/m² av arsenik, vanadin, molybden, kadmium, nickel och bly i lök, morot och sallad är presenterade i tabellerna 1-3.

Tabell 1. Mängder av spårämnen i lök, mg/m²

Plats	Behandling	As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rörsberga	Torv	0,089	0,017	0,170	0,003	0,045	0,007
	Ren rödfyr	0,027	0,011	0,073	0,001	0,013	0,003
	Kontroll	0,002	0,005	0,050	0,001	0,016	0,002
Tomten	Torv	0,035	0,015	0,016	0,001	0,006	0,001
	Ren rödfyr	0,013	0,010	0,005	0	0,002	0,001
	Kontroll	0	0,001	0	0	0,001	0
Uddagården	Torv	0,115	0,014	0,036	0	0,002	0,004
	Ren rödfyr	0,048	0,013	0,018	0	0,003	0,003
	Kontroll	0,001	0,001	0	0,001	0,001	0,001

Tabell 2. Mängder av spårämnen i morot, mg/m². Den siffra som är markerad med * överstiger gränsvärdet för högsta dagliga intag (WHO, 2005b)

Plats	Behandling	As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rörsberga	Torv	0,022	0,023	0,286*	0,016	0,105	0,016
	Ren rödfyr	0,019	0,024	0,102	0,005	0,038	0,008
	Kontroll	0,024	0,049	0,069	0,018	0,132	0,022
Tomten	Torv	0,013	0,029	0,055	0,001	0,006	0,002
	Ren rödfyr	0,027	0,051	0,025	0	0,008	0,003
	Kontroll	0,001	0,006	0,013	0,004	0,043	0,004
Uddagården	Torv	0,045	0,024	0,074	0,001	0,002	0,005
	Ren rödfyr	0,039	0,039	0,040	0,001	0,006	0,006
	Kontroll	0	0,001	0	0	0	0

Tabell 3. Mängder av spårämnen i sallad, mg/m². Den siffra som är markerad med * överstiger gränsvärdet för högsta dagliga intag (Livsmedelsverket, 2005; IPCS Inchem, 2005; WHO, 2005b)

Plats	Behandling	As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rörsberga	Torv	0,202*	0,215*	0,611*	0,300*	0,499	0,095
	Ren rödfyr	0,144	0,137*	0,330	0,009	0,179	0,044
	Kontroll	0,071	0,140	0,329	0,123*	0,249	0,050
Tomten	Torv	0,027	0,060	0,040	0,008	0,018	0,004
	Ren rödfyr	0,038	0,148*	0,032	0,002	0,025	0,005
	Kontroll	0,003	0,013	0,006	0,005	0,023	0,005
Uddagården	Torv	0,101	0,062	0,143	0,019	0,005	0,012
	Ren rödfyr	0,023	0,035	0,026	0,002	0,006	0,006
	Kontroll	0,037	0,109*	0,045	0,104*	0,058	0,053

I tabell 1-3 är halterna av de analyserade spårämnena angivna i mg/m² odlingsyta för lök, morot och sallad. På några av platserna och behandlingarna överstiger mängderna av arsenik, vanadin, molybden och kadmium de gränsvärden som har satts upp för dagligt intag för människor. Mängderna av nickel och bly är under gränsvärdena för alla platser och behandlingar. Värt att poängtera är dock att en människa under en dag måste äta grönsaken ifråga från en hel kvadratmeter för att nå upp till dessa mängder. Detta är inte särskilt troligt. Här bör vi även ta hänsyn till tillväxten för grönsakerna innan några slutsatser dras huruvida gränsvärdena överstigs eller ej. Om odlingarna hade varit omringade av skyddande stängsel, blivit regelbundet bevattnade och fått tillsyn hade tillväxten sannolikt varit bättre och även mängderna av spårämnen betydligt högre. Att dagligen äta grönsaker odlade på rödfyr bör alltså ej rekommenderas.

5.3. pH

För samtliga rödfyrshögar är pH-värdet runt 8. De höga värdena beror sannolikt på rödfyrens innehåll av karbonater. Kontrollerna vid Tomten och Uddagården har som väntat något lägre pH, 5,9 respektive 5,3. pH-värdet vid Rørsbergas kontroll var däremot nästan lika högt som i rödfyren (tabell 4).

Tabell 4. pH-värden för jordproverna

Plats	Behandling	pH
Rørsberga	med torv	7,9
Rørsberga	ren rödfyr	8,3
Rørsberga	kontroll	7,8
Tomten	med torv	8,0
Tomten	ren rödfyr	8,4
Tomten	kontroll	5,9
Uddagården	med torv	7,8
Uddagården	ren rödfyr	8,1
Uddagården	kontroll	5,3

Att lösligheten för arsenik är högst vid lågt pH märks inte på resultaten från jordproverna. Förvisso är inte något av pH-resultaten särskilt lågt. Den låga arsenikhalten i kontrollrutorna beror antagligen inte på markens pH utan snarare på att arsenik inte är närvarande i någon större utsträckning (figur 12).

När vanadin oxiderar bildas vanadat (VO_4^{2-}), som är en förening som är löslig över ett brett pH-intervall. Vanadin kan även förekomma i svårslösliga former då det till exempel oxideras i närheten av kalium eller kalcium. Det är därför svårt att se något samband mellan pH i marken och halten av vanadin i jord- och växtprover (figur 13 & 22-24).

Molybden är mer lösligt i alkalina jordar än i sura jordar. Det verkar inte som om detta har något samband med halterna i jordproverna. Däremot stämmer detta överens med upptaget i grönsakerna. Ren rödfyr har de högsta pH-värdena på alla tre platser och det är även vid denna behandling som upptaget av molybden är som störst (figur 14 & 26-28).

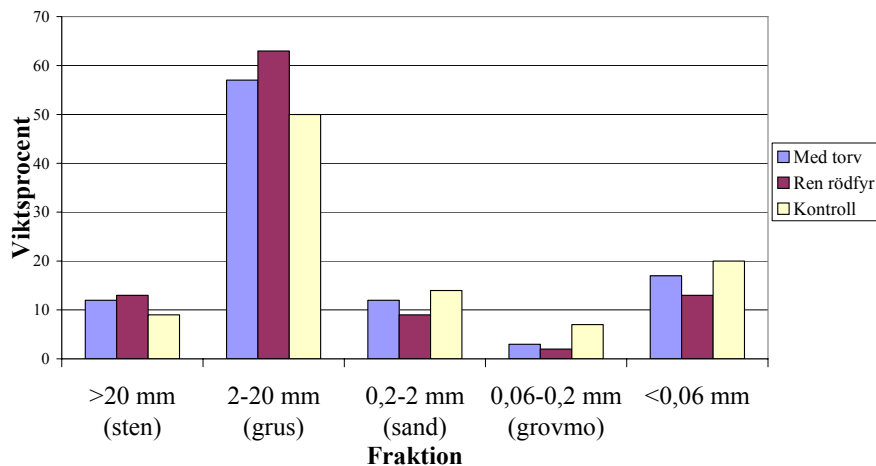
För kadmium gäller att växters upptag ökar med lågt pH men det är svårt att se något samband mellan detta och resultaten från jord- och växtprover (figur 15 & 30-32).

Nickels löslighet ökar med minskande pH och det tas lätt upp av växter, särskilt vid lågt pH. NH_4NO_3 -extraherbart nickel förekommer endast på kontrollen vid Uddagården, som har det lägst uppmätta pH-värdet. Om detta beror på det låga pH-värdet eller på att nickelförekomsten helt enkelt är stor på denna plats är svårt att säga. När det gäller grönsakernas upptag av nickel är det som störst från ren rödfyr, alltså de jordar med högst pH (figur 16 & 34-36). Detta stämmer inte överens med de uppgifter som finns redovisade i Kabata-Pendias och Pendias (1992).

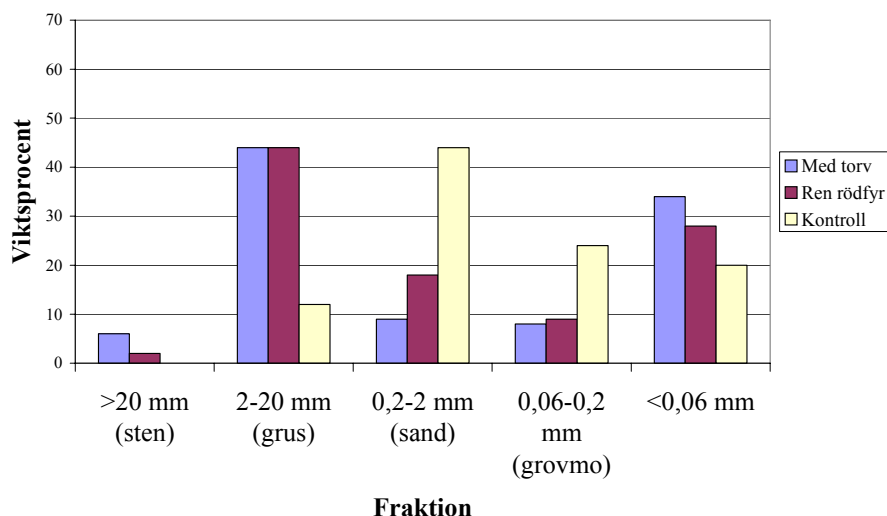
Blyupptaget är som störst vid lågt pH, vilket inte stämmer överens med resultaten. Högst upptag var från behandlingarna med ren rödfyr, alltså de rutorna med högst pH (figur 17 & 38-40).

5.4. Fysikalisk jordanalys

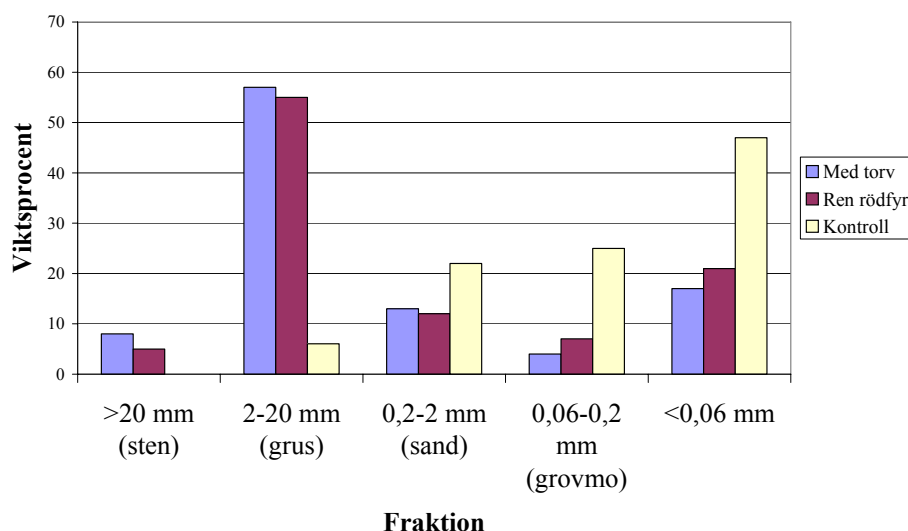
5.4.1. Kornstorleksfördelning



Figur 42. Kornstorleksfördelning för Rörserga.



Figur 43. Kornstorleksfördelning för Tomten.



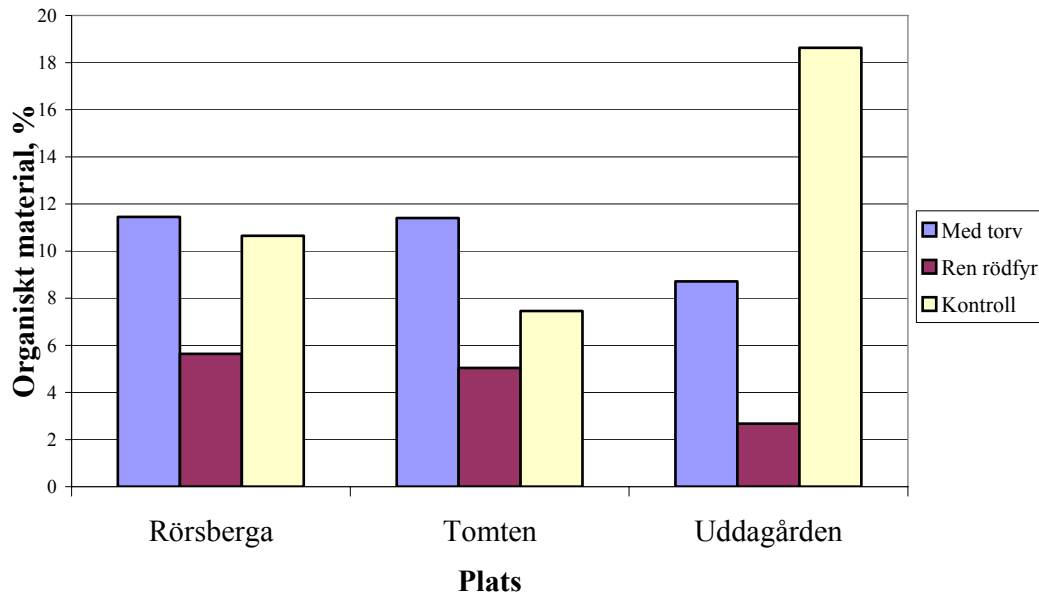
Figur 44. Kornstorleksfördelning för Uddagården.

Av figurerna 42-44 framgår att grus är den dominerande fraktionen för rutorna ”rödfyr med torv” och ”ren rödfyr” på alla tre platser. Grus är även den dominerande fraktionen för kontrollrutan på Rørsberga. För kontrollen på Tomten är sand dominerande och på Uddagårdens kontroll är fraktionen <0,06 mm dominerande. Platsen med mest av fraktionen <0,06 mm i rutorna ”med torv” och ”ren rödfyr” är Tomten.

För arsenik, vanadin och molybden (med undantag för Rørsberga-kontrollen) är halten av dessa ämnen betydligt högre i jordarna med grus som den dominerande fraktionen, det vill säga rödfyr med torv och ren rödfyr, jämfört med kontrollen. Att detta skulle bero på kornstorleksfördelningen är inte troligt. Det är snarare mer troligt att dessa försöksrutor

innehåller mer spårämnen på grund av rödfyrsinnehållet. På kontrollen vid Uddagården är den minsta fraktionen dominerande. Här är även halten av kadmium, nickel och bly betydligt högre jämfört med de övriga platserna och behandlingarna. Om detta har något med kornstorleksfördelningen att göra är svårt att säga (figur 12-17 & 42-44).

5.4.2. Organiskt material



Figur 45. Organiskt material, i jordprover från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården.

Resultaten för halten organiskt material i jordproverna är vad som förväntades. De rutor där torv tillsattes innehåller mer organiskt material än rutorna med ren rödfyr. Även kontrollrutorna innehåller mer organiskt material än rutorna med ren rödfyr. Kontrollen vid Uddagården innehåller betydligt större mängder organiskt material än de övriga kontrollerna (figur 45). För de flesta spårämnen gäller att de binds till organiskt material. Detta gäller troligtvis inte för de jordprover med torvtillsats. Eftersom torven tillsattes precis i samband med provtagning begränsas tiden kraftigt för några reaktioner med det organiska materialet att ske. Däremot kan det organiska materialet ha en viss påverkan på tillgängligheten av spårämnen i kontrolljordarna. Eftersom inga totalhaltanalyser har gjorts på jordproverna är det svårt att uttala sig om detta. Troligt är att kontrolljordarna innehåller lägre halter spårämnen än jordarna med rödfyr, även då det gäller totalhalter.

Enligt Kabata-Pendias och Pendias (1992) begränsas transporten av arsenik i marken bland annat på grund av att det binds till organiskt material. Då vi jämför diagrammet över organiskt material med diagrammet över arsenikhalterna i marken ser vi att de jordprover med låg halt organiskt material innehåller mest NH_4NO_3 -extraherbart arsenik. Riktigheten bakom detta samband kan dock inte bekräftas till fullo (figur 12 & 45).

Vanadin kan fällas ut av organiskt material och förekommer då i svårlösliga former. Resultaten över vanadinhalten i marken visar att minst NH_4NO_3 -extraherbart vanadin förekommer i kontrollrutorna (med hög halt organiskt material) och mest NH_4NO_3 -extraherbart vanadin förekommer i rutorna med ren rödfyr. Eftersom kontrollrutorna troligtvis innehåller lägre ursprungliga halter av vanadin bör de ej jämföras med de övriga behandlingarna med rödfyr. I detta fall är det alltså inte troligt att halten organiskt material har påverkat tillgängligheten av vanadin (figur 13 & 45).

En stor del av molybden i marken binds till organiskt material. Jämförelse mellan rödfyr med torv och ren rödfyr visar på motsatsen, alltså att mest NH_4NO_3 -extraherbart molybden förekommer i de jordar med hög halt organiskt material. Det kan finnas en möjlighet att detta molybden kommer från den tillsatta torven som är en gödslad planteringsjord (figur 14 & 45).

Även kadmium adsorberas lätt till organiskt material och bildar ofta organiska komplex. Med undantag för kontrollen vid Uddagården visar resultaten från jordproverna att mest NH_4NO_3 -extraherbart kadmium förekommer i de jordar med låg halt organiskt material (figur 15 & 45).

Nickel förekommer ofta bundet till organiskt material, till viss del i lättlösliga former. Då resultaten från jordproverna visar att NH_4NO_3 -extraherbart nickel endast förekommer på kontrollen vid Uddagården går det inte att uttala sig om det organiska materialets påverkan på tillgängligheten för nickel (figur 16 & 45).

Bly anses ha låg rörlighet i marken och vid högt pH fastläggs bly bland annat i organiska komplex. Det går inte att se detta samband när det gäller jordproverna. Däremot ser vi att upptaget av bly är som störst i de jordar med låg halt organiskt material och detta bekräftas även av Koepp (1981) (figur 17, 38-40 & 45).

5.5. Faktorer som har påverkat resultaten från undersökningen

Ett stort problem vid försöket har varit risken för betande djur. Det har varit omöjligt att kontrollera i vilken utsträckning djur har betat på de olika platserna vilket i sin tur har gjort det svårt att uttala sig om tillväxten. Den höga "tillväxten" på Rørsberga kan ha berott på bättre förhållanden för grönsakerna, men det kan också ha berott på att färre djur betade på denna plats.

En annan svårighet var att ge försöksrutorna vid de olika platserna så lika förhållanden som möjligt. Vid Rørsberga fanns det inget sätt att komma upp på högen med material och verktyg så därför placerades försöksrutorna precis nedanför högen och rödfyrsmaterialet fick tas från högen till platsen för försöksrutorna. Här är kontrollrutan placerad precis bredvid rutorna med torvinblandning och ren rödfyr. På Tomten och Uddagården är rutorna med torvinblandning och ren rödfyr placerade uppe på högen medan kontrollerna är belägna nedanför högen. Även kontrollerna vid de olika platserna skiljer sig åt. Vid Rørsberga är kontrollrutan placerad på en grusplätt bara några meter

ifrån rödfyrsupplaget. På Tomten var det mycket svårt att finna en lämplig plats för kontrollen eftersom området precis bredvid högen bestod av en kohage söderut och av mycket sank torvmark norrut. Kontrollrutan placerades slutligen på ängsmark bredvid kohagen, cirka 200 meter öster om rödfyrupplaget. Även vid Uddagården var det svårt att finna en lämplig kontrollplats. Försöksrutan placerades cirka 100 meter öster om högen i ett område med björk- och slyvegetation.

5.6. Analysresultat från Uddagårdens kontrollruta

Något som kan vara värt att titta närmare på är de höga halterna av kadmium, nickel och bly på kontrollen vid Uddagården. Dessa halter är betydligt högre än i de övriga jordproverna. Kontrollrutan vid Uddagården var placerad cirka 100 meter öster om rödfyrupplaget på ett något sankt område bevuxet med björk och sly. Förutom rödfyrshögen är området omringat av jordbruksmark. Uppe på rödfyrshögen vid Uddagården är en motorcrossbana anlagd. Detta är det enda som vid en första anblick kan tänkas ha någon inverkan på den omkringliggande marken.

5.7. Analysmetod för jordprover

Resultaten visar att halterna av spårämnen i grönsakerna är högre än de halter som finns i rödfyren. Detta gör det svårare att korrelera innehållet av spårämnen i rödfyren med innehållet i grönsakerna. Det som har skett är att grönsakerna har tagit upp, utöver den NH_4NO_3 -extraherbara delen av spårämnena, även det som inte är lättast tillgängligt. En sekventiell analys hade varit en metod att föredra i det här fallet. Då används ett mildt, ett medelstarkt och ett starkt extraktionsmedel och på så sätt hade det varit möjligt att utläsa vid vilken extraktionsmetod som korrelationen var som tydligast. På grund av en begränsad budget fanns det tyvärr ej möjlighet till detta och det milda extraktionsmedlet valdes således till jordanalyserna.

5.8. Organiskt material och vegetation som metod för rening av rödfyr

Resultaten från växtproverna visar att de grönsaker som vuxit på rödfyr med torvinblandning tog upp lägre halter spårämnen än de grönsaker som odlades på ren rödfyr. Troligt är att torven har haft en utspädningseffekt på de spårämnen som förekommer i rödfyren. Att använda organiskt material för att rena rödfyren kan alltså vara en fungerande metod. Etablering av växter skulle även det kunna vara en metod för att rena rödfyren eftersom växterna tar upp spårämnen som sedan förs bort i samband med skörd. Det skulle förvisso ta mycket lång tid innan rödfyren var helt renad från spårämnena. För detta ändamål är grönsaker för humankonsumtion inte lämpliga grödor och ej heller grödor som ska användas till djurfoder.

6. SLUTSATSER

Grönsakernas tillväxt var som väntat större vid behandlingen med torvinblandning jämfört med ren rödfyr. Överlag visade även grönsakerna odlade på kontrollerna en bättre tillväxt än vid behandlingen med ren rödfyr.

Behandlingen med ren rödfyr ger de högsta halterna av spårämnen. Det är tänkbart att torven har en utspädningseffekt på spårämnena. Det finns även en positiv korrelation mellan halten NH_4NO_3 -extraherbart arsenik, vanadin, molybden och kadmium i marken och totalhalten i grönsakerna. Korrelationen mellan halten NH_4NO_3 -extraherbart nickel och bly och totalhalten i grönsakerna är däremot svagt negativ. Sallad är den grönsak som överlag innehöll högst halter spårämnen jämfört med lök och morot.

Inga slutsatser om pH-värdets påverkan på halter av spårämnen i marken eller upptaget i grönsakerna kan dras. Inte heller har kornstorleksfördelningen eller det organiska materialet haft någon synbar effekt på halten av spårämnen i marken eller i grönsakerna.

Mängden molybden i morot på 1 m² odlingsyta på Rörsberga överstiger gränsvärdet för mänskligt dagligt intag. Detta är det enda överstigna värdet för morot. För lök var det ingen mängd som översteg gränsvärdena. För sallad på 1 m² odlingsyta på Rörsberga överstigs gränsvärdet för mängden arsenik, vanadin, molybden och kadmium. På Tomten överstiger mängden vanadin gränsvärdet och på kontrollen på Uddagården överstiger vanadin och kadmium det rekommenderade gränsvärdet. Dessa mängder innebär inte någon akut hälsofara för människor eftersom det krävs att man äter så pass stora mängder grönsaker för att gränsvärdena ska uppnås.

Kontrolljorden vid Uddagården innehåller höga halter kadmium, nickel och bly. Vad detta beror på har inte kunnat fastställas.

7. FRAMTIDA STUDIER

För att med större säkerhet kunna uttala sig om halten av spårämnen i rödfyren samt upptaget i grönsakerna bör utökade analyser göras med flera upprepningar. Flera upprepningar skulle möjliggöra en statistisk analys, något som inte har varit möjligt i detta examensarbete på grund av en begränsad budget. En utökad kemisk analys av jordproverna med sekventiella extraktioner kunde ge ytterligare intressanta upplysningar om spårämnenas förekomst i marken. Då skulle även olika växters upptag av lättillgängliga respektive hårt bundna spårämnen kunna studeras.

Ett liknande odlingsförsök som detta bör genomföras med andra grödor för att på så vis bestämma vilka växter som har störst förmåga att ta upp spårämnen. Ett led i detta är att vidare undersöka möjligheterna att genom vegetation rena rödfyren.

8. TACKORD

Jag vill tacka min handledare, Stig Ledin, som med stor entusiasm och vänlighet har hjälpt mig under arbetets gång. Tack Stig, för att du alltid har tagit dig tid, visat uppskattning och för din förmåga att få mig att känna mig så nöjd efter varje avslutat möte!

Jag vill även tacka Länsstyrelsen i Västra Götaland som kom med initiativet till detta examensarbete och tack Patrick Mannius, Peter Nord och Bosse Wallström för att jag fick göra mina odlingsförsök på era tomter. Christina Öhman har tålmodigt hjälpt mig med laboratoriearbetet, Ragnar Persson med alla datorproblem och Anne Olsson har alltid ställt upp med allt mellan himmel och jord.

Stort tack till mina rumskamrater Fredrik, Ingrid och Lina som har varit ett fantastiskt stöd under terminen och som har fått mig att längta till måndagarna! Sist men inte minst, tack mamma och pappa, för er tro på mig, era påtryckningar och ert stöd på alla plan.

9. REFERENSLISTA

Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York. 533 s.

Bartlett, R.J. & James, B.R. 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils. I: Nriagu, J.O. (ed.), Chromium in the natural and human environments, 267-292. John Wiley & Sons.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press INC. London. 333 s.

Echevarria, G., Sheppard, M.I. & Morel, J.L. 2001. Effect of pH on the sorption of uranium in soils. J. Environ. Radioactiv. 53; 257-264.

Eisler, R. 1994. A review of arsenic hazards to plants and animals with emphasis on fishery and wildlife resource. I: Nriagu, J.O. (ed.), Arsenic in the environment. Part II: Human health and ecosystem effects. John Wiley & Sons. 293 s.

Engström, S. 2003. Tungmetalläckage och påverkan på dricksvattenbrunnar runt rödfyrhögar på Kinnekulle. Examensarbete vid institutionen för geologi och geokemi. Stockholms universitet. 51 s.

Envipro. 2003. Undersökning, riskbedömning och prioritering av rödfyrshögar i Västra Götalands län. Envipro Miljöteknik AB. Linköping. 93 s.

Fuller, W.H. 1977. Movement of selected metals, asbestos, and cyanide in soil: application to waste disposal problem. EPA-600/2-77-020. Solid and Hazardous Waste Res Div, US-EPA, Cincinnati, OH. 243 s.

Gambrell, R.P. & Patrick, W.H. Jr. 1978. Plant life in anaerobic environments, 375-423. Ann Arbor Sci Publ, Ann Arbor, MI.

Gupta, U.C. & Gupta, S.C. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. Communications in Soils and Plants analysis 29; 1491-1522.

Johnsson, L. 1995. Tungmetaller i träd och energigrödor – en litteraturstudie. Rapport 1995/5. Vattenfall utveckling AB. 60 s.

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Florida. 365 s.

Kaplan, D.I., Adriano, D.C., Carlson, C.L. & Sajwan, K.S. 1990. Vanadium: Toxicity and accumulation by beans. Water, Air and Soil Pollut. 49; 81-91.

Kinniburgh, D.G. & Jackson, M.L. 1981. Cation adsorption by hydrous metal oxides and clay. Anderson, M.A. & Rubin, A.J. (eds.). Adsorption of inorganics at solid-liquid interfaces, 91-160. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers Inc.

Koeppel, D.E. 1981. Lead: Understanding the minimal toxicity of lead in plants. I: Lepp, N.W. (ed.), Effect of heavy metal pollution on plants, 55-76. Applied Science Publishers, Essex.

Kooner, Z.S. 1993. Comparative study of adsorption behaviour of copper, lead and zinc onto goethite in aqueous systems. Environmental Geology 21; 242-250.

Korte, N.E., Skopp, J., Fuller, W.H., Niebla, E.E. & Alesii, B.A. 1976. Soil Sci 122: 350-359.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län. 2002. Metallläckage från rödfyrshögar i Hornborgasjöns avrinningsområde, Falköpings kommun. Rapport 2002:8. 31 s.

McGrath, S.P. 1994. Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems. I: Ross, S.M. (ed.), Toxic metals in soil-plant systems, 247-274. John Wiley & Sons, West Sussex.

Mortved, J.J. 1994. Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides – a review. J. Environ. Qual. 23; 643-650.

Peterson, P.J. & Girling, C.A. 1981. Other trace metals. I: Lepp, N.W. (ed.), Effect of heavy metal pollution on plants, Volume 1; 213-278. Applied Science Publishers, Essex.

Pratt, P.F. 1966. Chromium. I: Chapman, H.D. (ed.), Diagnostic criteria for plants and soils. University of California, Division of Agricultural Sciences. 500 s.

Proctor, J. & Baker, A.J.M. 1994. The importance of nickel for plants growth in ultramafic (serpentine) soils. I: Ross, S.M. (ed.), Toxic metals in soil-plant systems, 417-432. John Wiley & Sons, West Sussex.

SMHI. 1991. Temperaturen och nederbörden i Sverige, 1961-1990, Referensnormaler. SMHI nr 81. 87 s.

Sparks, D.L. (ed.). 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3 – Chemical Methods. Soil Science Society of America, Inc. USA. 1390 s.

SGU - Sveriges Geologiska Undersökning. 1989. Karta över känslighet för infiltration av föroreningar i Skaraborgs län, Ah nr. 9.

Whicker, F.W., Hinton, T.G., Orlandini, K.A. & Clarks, S.B. 1999. Uptake of actinides in vegetable crops grown on a contaminated lake bed. J. Environ. Radioact. 45; 1-12.

Wik, N.G., Lindqvist, I., Selinus, O., Sivhed, U., Sundberg, A. & Wikström, A. 2002. Malmer, industriella mineral och bergarter i Västra Götalands län, inklusive kommunerna Habo och Mullsjö. Sveriges Geologiska undersökning: rapporter och meddelanden 108.

Witter, E. 1989. Agricultural use of sewage sludge. Naturvårdsverket, Rapport 3620. 42 s.

WHO – World Health Organization. 2001. Depleted uranium. Sources, exposure and health effects. WHO/SDE/PHE/01.1. 209 s.

WHO – World Health Organization. 2004. Cadmium in Drinking-water – Background document for development of WHO Guidelines for Drinking Water Quality. World Health Organisation. WHO/SDE/WSH/03.04/80. 15 s.

Personliga meddelanden:

Lundberg, Gunilla. 2005. Ingenjör. Markvetenskap, markkemi och jordmånslära. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala

Internet:

IPCS Inchem, 2005: <http://www.inchem.org/> (16/11/05)

Lantmäteriet, 2005: <http://www2.geoimager.com/digibib/> (06/10/05)

Livsmedelsverket, 2005: <http://www.slv.se> (16/11/05)

Markinfo, 2005: <http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/jman/humpods.html> (29/11/05)

WHO – World Health Organization. 2005a: <http://www.who.int> (18/10/05)

WHO – World Health Organization. 2005b: <http://www.who.int> (16/11/05)

WHO – World Health Organization. 2003: <http://www.who.int> (18/09/03)

APPENDIX 1: Tillväxt

Tabell 5. Medelvärden för vikt per m² odlingsyta i gram \pm standardavvikelsen

Plats	Behandling	Lök	Morot	Sallad
Rörsberga	Med torv	57,68 \pm 15,68	190,72 \pm 36,73	424,08 \pm 82,06
	Ren rödfyr	4,80 \pm 1,50	28,00 \pm 16,36	124,56 \pm 10,30
	Kontroll	19,04 \pm 3,10	146,16 \pm 41,61	191,36 \pm 34,23
Tomten	Med torv	6,64 \pm 3,07	7,84 \pm 2,97	19,44 \pm 6,20
	Ren rödfyr	1,60 \pm 0,51	1,84 \pm 0,57	4,32 \pm 1,79
	Kontroll	0,7 \pm 1,04	25,28 \pm 7,22	28,56 \pm 6,45
Uddagården	Med torv	4,08 \pm 2,44	5,60 \pm 4,53	27,76 \pm 37,69
	Ren rödfyr	1,76 \pm 1,32	2,00 \pm 0,39	1,52 \pm 0,17
	Kontroll	1,20 \pm 0,74	0,50 \pm 1,29	101,36 \pm 67,18

APPENDIX 2: Statistisk analys

Jämförelse mellan behandlingar

Tabell 6. Jämförelse mellan behandlingarna torv och ren rödfyr på Rörsberga

Grupper, Rörsberga	P-värde	nivå	t	t-kritiskt
Lök, torv				
Lök, ren rödfyr	0,006743	1%	6,714279	3,182449
Morot, torv				
Morot, ren rödfyr	0,000191	0,1%	8,090637	2,446914
Sallad, torv				
Sallad, ren rödfyr (n=2)	0,008316	1%	4,853939	2,776451

Tabell 7. Jämförelse mellan behandlingarna torv och kontroll på Rörsberga

Grupper, Rörsberga	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, torv				
Lök, kontroll	0,016896	5%	4,832360	3,182449
Morot, torv				
Morot, kontroll	0,159465	n.s.	1,605687	2,446914
Sallad, torv				
Sallad, kontroll	0,001946	1%	5,235755	2,446914

Tabell 8. Jämförelse mellan behandlingarna ren rödfyr och kontroll på Rörsberga

Grupper, Rörsberga	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, ren rödfyr				
Lök, kontroll	0,000169	0,1%	-8,273006	2,446914
Morot, ren rödfyr				
Morot, kontroll	0,001858	1%	-5,283922	2,446914
Sallad, ren rödfyr (n=2)				
Sallad, kontroll	0,062476	n.s.	-2,562440	2,776451

Tabell 9. Jämförelse mellan behandlingarna torv och ren rödfyr på Tomten

Grupper, Tomten	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, torv				
Lök, ren rödfyr	0,047563	5%	3,247952	3,182449
Morot, torv				
Morot, ren rödfyr	0,028694	5%	3,963181	3,182449
Sallad, torv				
Sallad, ren rödfyr	0,018230	5%	4,699109	3,182449

Tabell 10. Jämförelse mellan behandlingarna torv och kontroll på Tomten

Grupper, Tomten	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, torv				
Lök, kontroll (n=3)	0,025718	5%	3,138205	2,570578
Morot, torv				
Morot, kontroll	0,004300	1%	-4,456326	2,446914
Sallad, torv				
Sallad, kontroll	0,087064	n.s.	-2,043146	2,446914

Tabell 11. Jämförelse mellan behandlingarna ren rödfyr och kontroll på Tomten

Grupper, Tomten	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, ren rödfyr				
Lök, kontroll (n=3)	0,202492	n.s.	1,466231	2,570578
Morot, ren rödfyr				
Morot, kontroll	0,007523	1%	-6,460573	3,182449
Sallad, ren rödfyr				
Sallad, kontroll	0,005394	1%	-7,259329	3,182449

Tabell 12. Jämförelse mellan behandlingarna torv och ren rödfyr på Uddagården

Grupper, Uddagården	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, torv				
Lök, ren rödfyr	0,136933	n.s.	1,7162470	2,446914
Morot, torv				
Morot, ren rödfyr	0,215678	n.s.	1,5644158	3,182449
Sallad, torv				
Sallad, ren rödfyr (n=3)	0,257662	n.s.	1,3938697	3,182449

Tabell 13. Jämförelse mellan behandlingarna torv och kontroll på Uddagården

Grupper, Uddagården	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, torv				
Lök, kontroll (n=2)	0,188272	n.s.	1,584428	2,776451
Morot, torv				
Morot, kontroll (n=3)	0,830783	n.s.	0,225139	2,570578
Sallad, torv				
Sallad, kontroll	0,104562	n.s.	-1,911008	2,446914

Tabell 14. Jämförelse mellan behandlingarna ren rödfyr och kontroll på Uddagården

Grupper, Uddagården	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Lök, ren rödfyr				
Lök, kontroll (n=2)	0,619606	n.s.	0,537221	2,776451
Morot, ren rödfyr				
Morot, kontroll (n=3)	0,006801	1%	4,434233	2,570578
Sallad, ren rödfyr (n=3)				
Sallad, kontroll	0,058917	n.s.	-2,973207	3,182449

Jämförelse mellan platser

Tabell 15. Jämförelse mellan Rörsberga och Tomten

Grupper, torv	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Rörsberga, lök				
Tomten, lök	0,007775	1%	6,386213	3,182449
Rörsberga, morot				
Tomten, morot	0,002178	1%	9,921176	3,182449
Rörsberga, sallad				
Tomten, sallad	0,002235	1%	9,833977	3,182449

Tabell 16. Jämförelse mellan Rörsberga och Tomten

Grupper, ren rödfyr	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Rörsberga, lök				
Tomten, lök	0,006844	1%	4,034611	2,446914
Rörsberga, morot				
Tomten, morot	0,049603	5%	3,192852	3,182449
Rörsberga, sallad (n=2)				
Tomten, sallad	1,3335E-5	0,1%	25,83496	2,776451

Tabell 17. Jämförelse mellan Rörsberga och Tomten

Grupper, kontroll	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Rörsberga, lök				
Tomten, lök (n=3)	0,000205	0,1%	9,625021	2,570577
Rörsberga, morot				
Tomten, morot	0,010583	5%	5,724045	3,182449
Rörsberga, sallad				
Tomten, sallad	0,002595	1%	9,345331	3,182449

Tabell 18. Jämförelse mellan Rörsberga och Uddagården

Grupper, torv	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Rörsberga, lök				
Uddagården, lök	0,006640	1%	6,750655	3,182449
Rörsberga, morot				
Uddagården, morot	0,002127	1%	10,00183	3,182449
Rörsberga, sallad				
Uddagården, sallad	0,000121	0,1%	8,777723	2,776451

Tabell 19. Jämförelse mellan Rörsberga och Uddagården

Grupper ren rödfyr	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Rörsberga, lök				
Uddagården, lök	0,022289	5%	3,057758	2,446914
Rörsberga, morot				
Uddagården, morot	0,050311	n.s.	3,174370	3,182449
Rörsberga, sallad (n=2)				
Uddagården, sallad (n=3)	0,037619	5%	16,90329	12,70615

Tabell 20. Jämförelse mellan Rörsberga och Uddagården

Grupper, kontroll	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Rörsberga, lök				
Uddagården, lök (n=2)	0,001599	1%	7,611474	2,776451
Rörsberga, morot				
Uddagården, morot (n=3)	0,006555	1%	6,781086	3,182449
Rörsberga, sallad				
Uddagården, sallad	0,054291	n.s.	2,386411	2,446914

Tabell 21. Jämförelse mellan Tomten och Uddagården

Grupper, torv	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Tomten, lök				
Uddagården, lök	0,242902	n.s.	1,295042	2,446914
Tomten, morot				
Uddagården, morot	0,432589	n.s.	0,840983	2,446914
Tomten, sallad				
Uddagården, sallad	0,692525	n.s.	-0,435662	3,182449

Tabell 22. Jämförelse mellan Tomten och Uddagården

Grupper, ren rödfyr	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Tomten, lök				
Uddagården, lök	0,850082	n.s.	-0,197333	2,446914
Tomten, morot				
Uddagården, morot	0,660787	n.s.	-0,461368	2,446914
Tomten, sallad				
Uddagården, sallad (n=3)	0,053432	n.s.	3,096721	3,182449

Tabell 23. Jämförelse mellan Tomten och Uddagården

Grupper, kontroll	P-värde	nivå	t	t kritiskt
Tomten, lök (n=3)				
Uddagården, lök (n=2)	0,646641	n.s.	-0,507692	3,182449
Tomten, morot				
Uddagården, morot (n=3)	0,011788	5%	5,506905	3,182449
Tomten, sallad				
Uddagården, sallad	0,119928	n.s.	-2,156875	3,182449

APPENDIX 3: Spårämnen i marken

Tabell 24. Spårämnen i marken från alla led i försöket vid Rørsberga, Tomten och Uddagården

Plats	Behandling	Spårämnen i marken, mg/kg					
		As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rørsberga	Torv	0,424	0,132	0,416	0,003	0	0,004
	Ren rödfyr	0,525	0,204	0,337	0,004	0	0,005
	Kontroll	0,038	0,009	0,506	0,003	0	0
Tomten	Torv	1,286	1,004	2,044	0,005	0	0
	Ren rödfyr	1,723	1,725	1,468	0,005	0	0
	Kontroll	0,008	0,007	0	0,081	0	0,003
Uddagården	Torv	2,843	0,869	1,022	0,003	0	0,003
	Ren rödfyr	2,269	0,942	0,675	0,354	0	0
	Kontroll	0,036	0,014	0	0,011	0,020	0,035

APPENDIX 4: Halter av spårämnen i grönsakerna

Tabell 25. Halter av spårämnen i lök från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården

		Halter av spårämnen i lök, mg/kg					
Plats	Behandling	As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rörsberga	Torv	1,546	0,290	2,952	0,043	0,780	0,129
	Ren rödfyr	5,621	2,323	15,128	0,156	2,753	0,569
	Kontroll	2,52	0,2494	2,639	0,062	0,826	0,094
Tomten	Torv	5,258	2,271	2,382	0,077	0,882	0,215
	Ren rödfyr	8,360	5,926	3,095	0,061	1,321	0,392
	Kontroll	0,215	0,672	0,098	0,074	0,817	0,250
Uddagården	Torv	28,257	3,538	8,732	0,090	0,357	0,823
	Ren rödfyr	27,506	7,626	10,125	0,195	1,481	1,496
	Kontroll	0,481	0,719	0,198	0,453	0,868	0,468

Tabell 26. Halter av spårämnen i morot från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården

		Halter av spårämnen i morot, mg/kg					
Plats	Behandling	As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rörsberga	Torv	0,114	0,122	1,501	0,085	0,549	0,084
	Ren rödfyr	0,672	0,853	3,645	0,185	1,349	0,287
	Kontroll	0,164	0,338	1,154	0,120	0,904	0,150
Tomten	Torv	1,667	3,631	6,948	0,109	0,773	0,219
	Ren rödfyr	14,620	27,938	13,755	0,222	4,450	1,570
	Kontroll	0,054	0,250	0,514	0,142	1,717	0,140
Uddagården	Torv	8,114	4,305	13,118	0,099	0,312	0,812
	Ren rödfyr	19,629	19,676	20,041	0,334	3,094	2,921
	Kontroll	0,439	1,562	0,834	0,675	0,815	0,775

Tabell 27. Halter av spårämnen i sallad från alla led i försöket vid Rörsberga, Tomten och Uddagården

		Halter av spårämnen i sallad, mg/kg					
Plats	Behandling	As	V	Mo	Cd	Ni	Pb
Rörsberga	Torv	0,477	0,507	1,440	0,708	1,177	0,225
	Ren rödfyr	1,152	1,100	2,648	0,795	1,437	0,354
	Kontroll	0,368	0,733	1,719	0,644	1,301	0,259
Tomten	Torv	1,361	3,101	2,049	0,412	0,936	0,181
	Ren rödfyr	8,754	34,362	7,475	0,378	5,766	1,219
	Kontroll	0,099	0,447	0,206	0,182	0,790	0,157
Uddagården	Torv	3,629	2,221	5,155	0,682	1,193	0,448
	Ren rödfyr	15,321	23,184	17,395	0,975	3,606	3,982
	Kontroll	0,367	1,071	0,445	1,024	0,570	0,523

APPENDIX 5: Kornstorleksfördelning

Tabell 28. Kornstorleksfördelning (%)

Plats, behandling	Viktsprocent av fraktionerna				
	>20 mm	2-20 mm	0,2-2 mm	0,06-0,2 mm	<0,06 mm
Rörsberga, med torv	12	57	12	3	17
ren rödfyr	13	63	9	2	13
kontroll	9	50	14	7	20
Tomten, med torv	6	44	9	8	34
ren rödfyr	2	44	18	9	28
kontroll	0	12	44	24	20
Uddagården, med torv	8	57	13	4	17
ren rödfyr	5	55	12	7	21
kontroll	0	6	22	25	47

Förteckning över utgivna nummer i rapportserien (ISSN 1653-6797). 2006 -

List of publications in the Report series (ISSN 1653-6797). 2006 -

- 1 Anna Krafft. 2006. The effect of urban runoff on the water quality of the Sweetbriar Brook, Ampthill, UK. (Dagvattnets effekt på vattenkvaliteten i Sweetbriar Brook, Ampthill, Storbritannien). 66 p.
- 2 Karin Pettersson. 2006. Root development of *Lolium Perenne* in diesel contaminated soil. (Rotutveckling hos *Lolium Perenne* i dieselkontaminerad jord). 54 p.
- 3 Emma Lennmo. 2006. Växters upptag av spårämnen från rödfyr – ett odlingsförsök vid tre rödfyrshögar i Västra Götalands län. 65 s.

Sveriges lantbruksuniversitet (Swedish University of Agricultural Sciences)
Institutionen för Markvetenskap (Department of Soil Sciences)
Avdelningen för hydroteknik (Division of Hydrotechnics)
P.O.Box 7014
S-750 07 Uppsala, Sweden

Tel. 018-67 10 00
www.mv.slu.se